



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL,
ARQUITETURA E URBANISMO

Sebastião Avelino Neto

ESTUDO DA REMOÇÃO DE METAIS POR LEITOS
CULTIVADOS UTILIZANDO A FLUORESCÊNCIA DE RAIOS X
POR REFLEXÃO TOTAL COM RADIAÇÃO SÍNCROTRON

Tese de Doutorado apresentada à Comissão de pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, na área de Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof. Dra. Silvana Moreira

Campinas
2008

Assento que era e a versão definitiva de
dissertação de
Prof. Dr. *Silvana Moreira*
14842-4 09/09/10
Verificação



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL,
ARQUITETURA E URBANISMO

Sebastião Avelino Neto

ESTUDO DA REMOÇÃO DE METAIS POR LEITOS
CULTIVADOS UTILIZANDO A FLUORESCÊNCIA DE RAIOS X
POR REFLEXÃO TOTAL COM RADIAÇÃO SÍNCROTRON

Tese de Doutorado apresentada à Comissão de pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, na área de Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof. Dra. Silvana Moreira

Campinas
2008

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE -
UNICAMP

Av32e Avelino Neto, Sebastião
Estudo da remoção de metais por leitos
cultivados utilizando a fluorescência de raios X por
reflexão total com radiação síncrotron / Sebastião
Avelino Neto.--Campinas, SP: [s.n.], 2008.

Orientador: Silvana Moreira
Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Civil,
Arquitetura e Urbanismo.

1. Metais pesados. 2. Águas residuais. 3.
Fluorescência de raio X. 4. Síncrotron. I. Moreira,
Silvana. II. Universidade Estadual de Campinas.
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e
Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Study of the metal removal for constructed wetland
using the fluorescence of rays X for total reflection
with radiation synchrotron

Palavras-chave em Inglês: System of constructed wetland, Metal
removal, Macrophytes, Fluorescence of rays
X, Radiation synchrotron, total reflection

Área de concentração: Recursos Hídricos

Titulação: Doutor em Engenharia Civil

Banca examinadora: Ana Alisa Siritto de Vives, José Roberto
Guimarães, Denis Miguel Roston, Regina Cely
Rodrigues Barroso

Data da defesa: 29/02/2008

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Civil

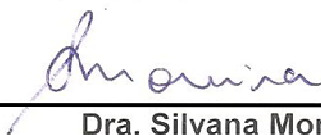
**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO**

SEBASTIÃO AVELINO NETO

**ESTUDO DA REMOÇÃO DE METAIS POR LEITOS
CULTIVADOS UTILIZANDO A FLUORESCÊNCIA DE RAIOS X
POR REFLEXÃO TOTAL COM RADIAÇÃO
SÍNCROTRON (SR-TXRF)**

ese Apresentada à Comissão de Pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, na área de concentração de Recursos Hídricos.

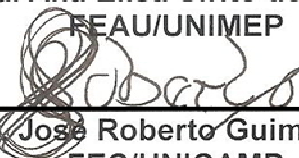
COMISSÃO EXAMINADORA



Dra. Silvana Moreira
Presidente e Orientadora – FEC/UNICAMP



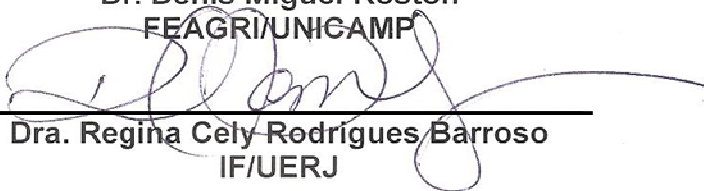
Dra. Ana Elisa Sirito de Vives
FEAU/UNIMEP



Dr. José Roberto Guimarães
FEC/UNICAMP



Dr. Denis Miguel Roston
FEAGRI/UNICAMP



Dra. Regina Cely Rodrigues Barroso
IF/UERJ

Campinas, 29 de fevereiro de 2008

DEDICATÓRIA

Para meus Pais, Irmãos e Sobrinhos.
Meu Apoio, Meu Estimulo, Minha Luz de todos os dias...

AGRADECIMENTOS

À Deus, por seu amor, força, esperança em todos os momentos.

A professora Dra. Silvana Moreira pela orientação, ensinamentos e sugestões.

Ao professor Dr. Bruno Coraucci Filho pelas sugestões e conselhos.

À Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, na pessoa do professor Dr. Denis Miguel Roston pela sugestão e espaço cedido no campo experimental, que permitiu a realização deste trabalho.

Ao colega Ariston Melo Silva Junior pelas sugestões e pela demonstração de amizade.

Em especial, os meus pais Sebastião de Oliveira e Maria da Aparecida Oliveira pela vida.

Aos meus irmãos Ana, Andréa, Alessandro e Wagner pelo estímulo, incentivo e amparo em todos os momentos difíceis.

Aos meus sobrinhos Felipe, Aline, Matheus e Alessandro pela alegria, e cunhadas Elaine e Edilene pela atenção.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, agradeço.

RESUMO

AVELINO NETO, Sebastião. **Estudo da remoção de metais por leitos cultivados utilizando a fluorescência de raios X por reflexão total com radiação síncrotron.** Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP, Campinas, 2008. 260p. (Tese de Doutorado).

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a operação e o desempenho de seis Leitos Cultivados de Fluxo Subsuperficial que operaram como pós-tratamento de um Tanque Séptico Modificado, instalados na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas. O sistema em estudo é composto por três leitos retangulares e três quadrados, dispostos em paralelo. Como meio suporte utilizou-se brita e foram cultivadas duas espécies de macrófitas emergentes (*Typha sp.* e *Eleocharis sp.*). Foi estudado o desempenho do leito cultivado para diferentes tempos de detenção hidráulicos e para isto foram coletadas amostras das folhas das macrófitas, do perfil do meio suporte em diferentes profundidades, da água residuária no afluente e no efluente de cada leito cultivado. Para a análise quantitativa foi empregada a técnica de Fluorescência de Raios X por Reflexão Total com Radiação Síncrotron. Para a avaliação do desempenho dos leitos estudados as concentrações de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb foram avaliadas nas folhas das macrófitas, no meio suporte, no

afluente e no efluente. Foi verificado que o desempenho do leito quadrado cultivado com *Eleocharis* foi superior ao retangular para os seguintes elementos: Mn, Fe, Cu e Zn. Para os elementos Cr e Pb o leito retangular cultivado com *Eleocharis* teve um melhor desempenho. Verificou-se que tanto no leito quadrado quanto no retangular as folhas de *Eleocharis* e *Typha* apresentaram eficiência de remoção superior a do meio suporte. Assim como no leito cultivado com *Eleocharis*, foi observado um melhor desempenho do leito cultivado com *Typha* quadrado para Mn, Fe, Cu e Zn, enquanto que para Cr e Pb o leito cultivado com *Typha* retangular apresentou melhor desempenho. No sistema de leito cultivado de geometria quadrada com *Typha* e *Eleocharis* e Controle removeram os metais Fe, Cu e Zn a limites permitidos pela legislação em qualquer dos tempos de detenção hidráulico empregado. No entanto para a remoção de Cr a níveis estabelecidos pela legislação é recomendado a operação do sistema com tempo de detenção hidráulico de 4 dias, e para Pb os tempos de detenção hidráulico recomendados são os de 4 e 6 dias. Para o leito retangular cultivado com *Eleocharis* e *Typha*, assim como no leito controle podemos observar que para os elementos Fe, Cu e Zn, as concentrações estão abaixo dos valores máximos permitidos pela legislação de lançamento de efluentes, para todos os tempos de detenção hidráulico. Entretanto para uma remoção eficiente de Cr, Mn e Pb os tempos de detenção de 4 e 6 dias são os mais recomendados para a operação do sistema. Os leitos controles quadrado e retangular tiveram eficiência de remoção inferior ao dos leitos cultivados com as macrófitas. O meio suporte nas profundidades de 10, 30 e 50 cm do leito cultivado de geometria quadrado e retangular cultivados com as macrófitas *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*, removeu os metais Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb de forma semelhante, ou seja, não houve uma profundidade que tivesse eficiência de remoção superior as demais.

Palavras-Chave: Sistema de Leitos Cultivados, Remoção de Metais, Macrófitas, Fluorescência de Raios X, Radiação Síncrotron, Reflexão Total.

ABSTRACT

AVELINO NETO, Sebastião. Study of the metal removal on constructed wetland using Total Reflection X-ray Fluorescence with Synchrotron Radiation. College of Civil Engineering, Architecture and Urban Design. University of Campinas, Campinas, SP, 2008. 260p. (PhD Thesis).

The purpose of this work was evaluated the operation and performance of six constructed wetland of subsurface flow, operating as post-treatment of a septic tank, installed on Agricultural Engineering College at University of Campinas. The system in study containing three square units, disposed in parallel. The substrate used was gravel and two emergent macrophytes species were cultivated (*Typha sp.* and *Eleocharis sp.*). The performance of the units were studied for different hydraulic residence times (2, 3, 4 and 6 days) and for this leaf of the macrophytes, substrate in different depths, wastewater in all units were collected. For quantitative analysis Synchrotron Radiation Total Reflection X-ray Fluorescence technique was employed. For evaluation of the performance in the constructed wetlands concentrations of Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb in leaf macrophytes, substrate, entrance and exit of the system were determined. The performance of the square unit with *Eleocharis* was higher than rectangular shape for Mn, Fe, Cu and Zn elements. For Cr and Pb the rectangular unit with *Eleocharis*

presented better performance. Leaf of *Eleocharis* and *Typha* showed removal efficiency higher than substrate for square and rectangular units. As in the unit with *Eleocharis* a better performance was observed in a square unit cultivated with *Typha* for Mn, Fe, Cu and Zn, while for Cr and Pb the rectangular shape with *Typha* presented better performance. In the square system cultivated with *Typha*, *Eleocharis* and the control removed Fe, Cu and Zn to levels permitted by the legislation for all hydraulic residence times. Moreover for Cr removal to levels established by the legislation the operation with 4 days of hydraulic residence time was indicated and for Pb the recommended times were 4 and 6 days. For rectangular systems cultivated with *Eleocharis* and *Typha*, as the control unit, Fe, Cu and Zn, concentrations were smaller than the permissive values established by the legislation for all hydraulic residence times. By the order hand for a efficient removal of Cr, Mn and Pb the residence times of 4 and 6 days were most recommended for the system operation. Square and rectangular control units showed efficiency removal smaller than units containing the macrophytes. The removal of Cr, Mn, Fe, Cu, Zn and Pb metals by the substrate in 10, 30 and 50 cm depths of square and rectangular shapes cultivated with the two macrophytes showed no significative difference.

Key Words: Wetland System, Heavy Metals, Macrophytes, X-ray Fluorescence, Synchrotron Radiation, Total Reflection.

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 3.1 - Representação esquemática de um Leito Cultivado de fluxo superficial com macrófitas aquáticas emergente, ilustra-se a espécie <i>Scirpus lacustris</i> (BRIX, 1993).	44
Figura 3.2 - Representação esquemática de um Leito Cultivado de Fluxo Subsuperficial horizontal com macrófitas aquáticas emergentes, ilustra-se a espécie <i>Phragmites australis</i> (BRIX, 1993).	47
Figura 3.3 - Representação esquemática de um Leito Cultivado de Fluxo Vertical (percolação), com macrófitas aquáticas emergentes: ilustra-se a espécie <i>Phragmites australis</i> (BRIX, 1993).	50
Figura 3.4 - Representação esquemática de um sistema de tratamento de águas residuárias baseado em macrófitas aquáticas livremente flutuantes. Ilustra-se a espécie <i>Eichhornia crassipes</i> (aguapé) (BRIX, 1993).	55
Figura 3.5 - Representação esquemática de um sistema de tratamento de águas residuárias baseado em macrófitas aquáticas	

submersas. Ilustra-se a espécie <i>Elodea canadensis</i> (BRIX, 1993).....	56
Figura 3.6 - Fotografia da macrófita <i>Typha sp.</i> (LORENZI, 1982).....	59
Figura 3.7 - Fotografia da macrófita <i>Eleocharis sp.</i> (LORENZI, 1982).....	61
Figura 3.8 - Detalhe da rizosfera e do transporte de oxigênio para as pontas das raízes (GUNTENSPERGEN <i>et al.</i> , 1988).....	63
Figura 3.9 - Processo de remoção da matéria orgânica em função dos receptores de elétrons e do potencial Redox (mV) (VON SPERLING, 1996).....	68
Figura 3.10 - Representação dos fundamentos da Fluorescência de Raios X. (a) efeito fotoelétrico; (b) emissão proveniente das transições eletrônicas.....	89
Figura 3.11 - Diagrama das transições eletrônicas e suas respectivas denominações.....	89
Figura 3.12 - Representação esquemática da refração e reflexão de um feixe de radiação policromático, incidindo sobre um material, a um ângulo ϕ qualquer (NASCIMENTO FILHO, 1999).....	92
Figura 3.13 - Geometria de excitação/detecção da EDXRF e TXRF, com linhas contínuas (pretas) representando os raios X incidentes e espalhados, e as tracejadas (coloridas), os raios X característicos (NASCIMENTO FILHO, 1999).	93
Figura 4.1 - Desenho esquemático do sistema de tratamento da água residuária da FEAGRI.	103
Figura 4.2 - Caixa de passagem.	104
Figura 4.3 - Tanque séptico modificado.	104
Figura 4.4 - Divisor de vazão do leito cultivado.....	105
Figura 4.5 - Sistema de leito cultivado instalado na FEAGRI-UNICAMP.	107
Figura 4.6 - Leito cultivado retangular com as macrofitas em estágio inicial.....	108
Figura 4.7 - Sistema de drenagem do leito cultivado.....	108
Figura 4.8 - a) Vista geral do anel de armazenamento de elétrons do LNLS; (b) Emissão de luz síncrotron devido à aceleração dos	

elétrons num dipolo do anel de armazenamento, que altera a sua trajetória (LNLS, 2000).	115
Figura 4.9 - Mapa das linhas de Luz. Operacionais em raios X (azul); Operacionais em ultravioleta e raios X moles (vermelho) e Novas linhas previstas (verde).....	115
Figura 4.10 - Suporte de lucite utilizado para armazenagem das amostras.....	117
Figura 4.11 - Arranjo experimental da SR-TXRF.....	117
Figura 5.1 - Curva da sensibilidade relativa (S_{Ri}) para a série K por SR-TXRF...	122
Figura 5.2 - Curva da sensibilidade relativa (S_{Ri}) para a série L por SR-TXRF...	123
Figura 5.3 - Limite mínimo de detecção para os elementos da série K contidos nas amostras de água residuária por SR-TXRF.	125
Figura 5.4 - Limite mínimo de detecção para os elementos da série K contidos nas amostras das folhas das macrófitas por SR-TXRF.....	125
Figura 5.5 - Limite mínimo de detecção para os elementos da série K contidos nas amostras do meio suporte por SR-TXRF.	126
Figura 5.6 - Eficiência de remoção média para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas da macrófita <i>Eleocharis sp</i> no leito cultivado quadrado com diferentes tempos de detenção hidráulica.	130
Figura 5.7 - Eficiência média de remoção do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Eleocharis sp</i>	132
Figura 5.8 - Eficiência média de remoção do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Eleocharis sp</i>	133
Figura 5.9 - Eficiência média de remoção do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Eleocharis sp</i>	134
Figura 5.10 - Eficiência média de remoção do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Eleocharis sp</i>	135

Figura 5.11 - Eficiência média de remoção do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Eleocharis sp.</i>	136
Figura 5.12 - Eficiência média de remoção do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Eleocharis sp.</i>	137
Figura 5.13 - Eficiência de remoção média para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas da macrófita <i>Typha sp</i> no leito cultivado quadrado com diferentes tempos de detenção hidráulica.	143
Figura 5.14 - Eficiência de remoção média do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Typha sp.</i>	145
Figura 5.15 - Eficiência de remoção média do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Typha sp.</i>	146
Figura 5.16 - Eficiência de remoção média do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Typha sp.</i>	147
Figura 5.17 - Eficiência de remoção média do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Typha sp.</i>	148
Figura 5.18 - Eficiência de remoção média do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Typha sp.</i>	149
Figura 5.19 - Eficiência de remoção média do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com <i>Typha sp.</i>	150
Figura 5.20 – Eficiência média de remoção do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle quadrado.....	155

Figura 5.21 - Eficiência média de remoção do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle quadrado.....	156
Figura 5.22 - Eficiência média de remoção do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulico, no leito cultivado controle quadrado.....	157
Figura 5.23 - Eficiência média de remoção do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle quadrado.....	158
Figura 5.24 - Eficiência média de remoção do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle quadrado.....	159
Figura 5.25 - Eficiência média de remoção do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle quadrado.....	160
Figura 5.26 - Eficiência de remoção média para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas da macrófita <i>Eleocharis sp</i> no leito cultivado retangular com diferentes tempos de detenção hidráulica.....	166
Figura 5.27 - Eficiência média de remoção do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Eleocharis sp</i>	168
Figura 5.28 - Eficiência média de remoção do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Eleocharis sp</i>	169
Figura 5.29 - Eficiência média de remoção do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Eleocharis sp</i>	170
Figura 5.30 - Eficiência média de remoção do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Eleocharis sp</i>	171

Figura 5.31 - Eficiência de remoção média do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Eleocharis sp.</i>	172
Figura 5.32 - Eficiência média de remoção do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Eleocharis sp.</i>	173
Figura 5.33 - Eficiência de média remoção para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas da macrófita <i>Typha sp</i> no leito cultivado retangular com diferentes tempos de detenção hidráulica.	179
Figura 5.34 - Eficiência média de remoção do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Typha sp.</i>	181
Figura 5.35 - Eficiência média de remoção do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Typha sp.</i>	182
Figura 5.36 - Eficiência média de remoção do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Typha sp.</i>	183
Figura 5.37 - Eficiência média de remoção do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Typha sp.</i>	184
Figura 5.38 - Eficiência média de remoção do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Typha sp.</i>	185
Figura 5.39 - Eficiência média de remoção do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com <i>Typha sp.</i>	186
Figura 5.40 - Eficiência média de remoção do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.....	191

Figura 5.41 - Eficiência média de remoção do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.....	192
Figura 5.42 - Eficiência média de remoção do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.....	193
Figura 5.43 - Eficiência média de remoção do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.....	194
Figura 5.44 - Eficiência média de remoção do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.....	195
Figura 5.45 - Eficiência média de remoção do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.....	196
Figura 5.46 – Sinopse das concentrações nos efluentes dos leitos cultivados quadrado e retangular, operado com os diferentes tempos de detenção hidráulica.	202

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 3.1 - Critérios recomendados para dimensionamento de leitos cultivados com macrófitas aquáticas emergentes e com fluxo superficial livre.....	45
Tabela 3.2 - Critérios recomendados de dimensionamento para leitos cultivados de fluxo subsuperficial horizontal com macrófitas aquáticas emergentes.	48
Tabela 3.3- Critérios de projeto para leitos de fluxo superficial (LCFS) e fluxo subsuperficial (LCFSS).....	52
Tabela 3.4 - Receptores de elétron típicos das reações de oxidação no tratamento de esgotos (listados em ordem decrescente de liberação de energia).....	68
Tabela 3.5 - Principais características do catabolismo oxidativo e do fermentativo.....	74
Tabela 3.6 - Padrões de lançamento de efluente estabelecidos pela resolução CONAMA nº 375.	87
Tabela 4.1 - Especificações dos LCFSS construídos na FEAGRI/UNICAMP.	106
Tabela 4.2 - Locais de amostragem no Leito Cultivado.....	109

Tabela 4.3 - Número total de amostras coletadas.....	109
Tabela 4.4 - Parâmetros utilizados para análise.	110
Tabela 4.5 - Fatores e níveis adotados para a análise estatística.....	118
Tabela 5.1 - Concentração dos elementos (mg.L ⁻¹) nas soluções padrão, para a determinação da sensibilidade relativa da série K.....	120
Tabela 5.2 - Concentração dos elementos (mg.L ⁻¹) nas soluções padrão, para a determinação da sensibilidade relativa da série L.	121
Tabela 5.3 - Sensibilidade experimental para os elementos da série K.	121
Tabela 5.4 - Sensibilidade experimental para os elementos da série L.	122
Tabela 5.5 - Limites mínimos de detecção experimentais para os elementos da série K nas amostras de água residuária, nas folhas das macrófitas e no meio suporte.	124
Tabela 5.6 - Limites mínimos de detecção para o elemento Pb nas amostras de água residuária, nas folhas das macrófitas e no meio suporte.	124
Tabela 5.7 - Comparação dos valores medidos e certificados da amostra de referência “ <i>Trace Elements in Natural Water</i> ” (NIST/SRM 1640).....	127
Tabela 5.8 - Comparação dos valores medidos e certificados da amostra de referência <i>Drinking Water Pollutants</i>	127
Tabela 5.9 - Eficiência de remoção (%) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas de <i>Eleocharis sp.</i> no leito cultivado quadrado.....	129
Tabela 5.10 - Análise estatística da remoção de metais pela <i>Eleocharis</i> no leito cultivado quadrado com diferentes TDH.....	131
Tabela 5.11 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com <i>Eleocharis</i> quadrado com diferentes TDH.	137
Tabela 5.12 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com <i>Eleocharis</i> quadrado com diferente TDH.....	138

Tabela 5.13 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com <i>Eleocharis</i> quadrado com diferente TDH.....	139
Tabela 5.14 -Eficiência de remoção do leito cultivado com <i>Eleocharis</i> quadrado.....	140
Tabela 5.15 - Valores médios das concentrações dos metais no efluente do leito cultivado com <i>Eleocharis</i> quadrado para diferentes TDH....	140
Tabela 5.16 - Eficiência de remoção (%) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas de <i>Typha sp.</i> no leito cultivado quadrado.	142
Tabela 5.17 - Análise estatística da remoção de metais pela <i>Typha</i> no leito cultivado quadrado com diferentes TDH.	143
Tabela 5.18 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com <i>Typha</i> quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	150
Tabela 5.19 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com <i>Typha</i> quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	151
Tabela 5.20 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com <i>Typha</i> quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	152
Tabela 5.21 - Eficiência média de remoção do leito cultivado com <i>Typha</i> quadrado.....	153
Tabela 5.22 - Valores médios das concentrações dos metais no efluente do leito cultivado com <i>Typha</i> quadrado para diferentes TDH.....	153
Tabela 5.23 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com controle quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	160
Tabela 5.24 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com controle quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	161

Tabela 5.25 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com controle quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	162
Tabela 5.26 - Eficiência média de remoção do leito cultivado controle quadrado.....	163
Tabela 5.27 - Valores médios das concentrações (mg.L ⁻¹) dos metais no efluente do leito cultivado controle quadrado para diferentes TDH.....	163
Tabela 5.28 - Eficiência de remoção (%) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas de <i>Eleocharis sp.</i> no leito cultivado retangular.....	165
Tabela 5.29 - Análise estatística da remoção de metais pela <i>Eleocharis</i> no leito cultivado retangular com diferentes TDH.....	166
Tabela 5.30 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com <i>Eleocharis</i> retangular com diferentes TDH.	173
Tabela 5.31 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com <i>ELeocharis</i> retangular com diferente TDH.....	174
Tabela 5.32 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com <i>ELeocharis</i> retangular com diferente TDH.....	175
Tabela 5.33 - Eficiência média de remoção do leito cultivado com <i>Eleocharis</i> retangular.....	176
Tabela 5.34 - Valores médios das concentrações dos metais no efluente do leito cultivado com <i>Eleocharis</i> retangular para diferentes TDH...	176
Tabela 5.35 - Eficiência de remoção (%) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas de <i>Typha sp.</i> no leito cultivado retangular.	178
Tabela 5.36 - Análise estatística da remoção de metais pela <i>Typha</i> no leito cultivado retangular com diferentes TDH.	180

Tabela 5.37 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com <i>Typha</i> retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	187
Tabela 5.38 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com <i>Typha</i> retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	187
Tabela 5.39 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com <i>Typha</i> retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	188
Tabela 5.40 - Eficiência média de remoção do leito cultivado com <i>Typha</i> retangular	189
Tabela 5.41 - Valores médios das concentrações dos metais no efluente do leito cultivado com <i>Typha</i> retangular para diferentes TDH.....	189
Tabela 5.42 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com controle retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	196
Tabela 5.43 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com controle retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	197
Tabela 5.44 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com controle retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.....	198
Tabela 5.45 – Eficiência média de remoção do leito cultivado com controle retangular	199
Tabela 5.46 - Valores médios das concentrações dos metais no efluente do leito cultivado com controle retangular para diferentes TDH.....	199

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APDC	Ditiocarbomato de Pirrolidina de Amônia
AAS	Espectrometria de absorção atômica
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AM	Estado do Amazonas
APHA	<i>American Public Health Association</i> (Associação Americana de Saúde Pública)
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
AXIL	<i>Analysis of X-ray spectra by Iterative Least squares fitting</i> (Análise de espectros de raios X por Ajuste de Mínimos Quadrados)
BG	<i>Background</i> (radiação de fundo)
CCME	Conselho Canadense de Meio Ambiente
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CO₂	Gás Carbônico
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CW	Constructed Wetland
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DO	Demanda de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio

ED-XRF	<i>Energy Dispersive X-ray Fluorescence</i> (Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia)
FEAGRI	Faculdade de Engenharia Agrícola
HDPE	Polietileno de Alta Densidade
HNO₃	Ácido Nítrico
H₂O₂	Peróxido de Hidrogênio
IAEA	<i>International Atomic Energy Agency</i> (Agência Internacional de Energia Atômica)
ICP-AES	Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma indutivamente Acoplado
ICP-OES	Espectrometria de Emissão Ótica com Plasma Indutivamente Acoplado
IDEC	Instituto Brasileiro de Defesa do Consumidor
LC	Leito Cultivado
LCFSS	Leito cultivado com Fluxo Sub-Superficial
LCFS	Leito Cultivado com Fluxo Superficial
LCFV	Leito Cultivado com Fluxo Vertical
LCQC	Leito Cultivado Quadrado Controle
LCQE	Leito Cultivado Quadrado com <i>Eleocharis</i>
LCQT	Leito Cultivado Quadrado com <i>Typha</i>
LCRC	Leito Cultivado Retangular Controle
LCRE	Leito Cultivado Retangular com <i>Eleocharis</i> ;
LCRT	Leito Cultivado Retangular com <i>Typha</i> ;
LD	Limite de Detecção
LDPE	<i>Low Density Polyethylene</i> (Polietileno de Baixa Densidade)
LNLS	Laboratório Nacional de Luz Síncrotron
MG	Estado de Minas Gerais
MO	Matéria Orgânica
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
Pb	Chumbo

pH	Potencial Hidrogênioônico
PVC	Policloroeteno
QXAS	<i>Quantitative X-ray Analysis System</i> (Programa para Análise Quantitativa de Raios X)
SANASA	Sociedade de Saneamento de Abastecimento de Água S/A
SR-TXRF	<i>Synchrotron Radiation Total Reflection X-Ray Fluorescence</i> (Fluorescência de Raios X por Reflexão Total com Radiação Síncrotron)
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
TS	Tratamento Secundário
TSM	Tanque Séptico Modificado
TT	Tratamento Terciário
TXRF	Fluorescência de raios X por Reflexão Total
WD-XRF	<i>Wavelength Dispersive X-Ray Fluorescence</i> (Fluorescência de Raios X por Dispersão de Comprimento de Onda)
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	6
ABSTRACT.....	9
LISTA DE FIGURAS.....	11
LISTA DE TABELAS.....	19
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	25
SUMÁRIO	29
1 INTRODUÇÃO.....	35
2 OBJETIVO GERAL.....	39
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	41
3.1 LEITOS CULTIVADOS	41
3.1.1 Classificação de Leitos Cultivados.....	43
3.1.1.1 Leitos cultivados de fluxo superficial (LCFS).....	44
3.1.1.2 Leitos cultivados de fluxo subsuperficial (LCFSS).....	45

3.1.1.3	Leitos cultivados de fluxo vertical (LCFV)	49
3.1.1.4	Comparação entre os leitos cultivados.....	50
3.1.2	Vegetação de Leitos Cultivados	53
3.1.2.1	Classificação das macrófitas.....	54
3.1.2.2	Seleção da macrófita.....	58
3.1.2.3	Transferência de oxigênio	61
3.1.3	Desenvolvimento Microbiológico no Leito Cultivado	65
3.2	ASSIMILAÇÃO DE POLUENTES PELO LEITO CULTIVADO	66
3.2.1	Fatores Abióticos.....	69
3.2.2	Catabolismo oxidativo e fermentativo.....	72
3.2.3	Nitrogênio.....	74
3.2.4	Fósforo	78
3.3	EFEITOS DOS METAIS NA SAÚDE E NO MEIO AMBIENTE	81
3.3.1	Bário.....	82
3.3.2	Cádmio.....	82
3.3.3	Chumbo.....	83
3.3.4	Cobre	84
3.3.5	Cromo	85
3.3.6	Mercúrio	85
3.3.7	Níquel.....	86
3.3.8	Zinco	86
3.3.9	Padrões de Lançamento de Efluentes	87
3.4	FLUORESCÊNCIA DE RAIOS X	88
3.4.1	Fundamentos da Fluorescência de Raios X.....	88
3.4.2	Fundamento da Fluorescência de Raios X por Reflexão Total	91
3.4.3	Análise Quantitativa por Fluorescência de Raios X por Reflexão Total (TXRF).....	94
3.4.4	Limite de Detecção.....	98
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	101
4.1	LOCAL DO EXPERIMENTO	101

4.2	USO DA ÁGUA	102
4.3	SISTEMA DE TRATAMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA.....	102
4.3.1	Tanque Séptico Modificado	103
4.3.2	Divisor de Vazão	105
4.3.3	Sistema de Leito Cultivado.....	106
4.4	PLANO DE AMOSTRAGEM	109
4.5	ÁGUAS RESIDUÁRIAS	110
4.5.1	Coleta das amostras de águas residuárias	110
4.5.2	Preparo das amostras de águas residuárias.....	111
4.6	MACRÓFITAS	111
4.6.1	Coleta das amostras das macrófitas	111
4.6.2	Preparo das amostras das folhas das macrófitas.....	112
4.7	MEIO SUPORTE.....	112
4.7.1	Coleta das amostras de meio suporte.....	112
4.7.2	Preparo das amostras de meio suporte	113
4.8	ANÁLISE QUANTITATIVA POR SR-TXRF	113
4.8.1	Luz Síncrotron.....	113
4.8.2	Instrumentação.....	116
4.8.3	Arranjo experimental da SR-TXRF	116
4.9	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	118
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	119
5.1	CALIBRAÇÃO DO SISTEMA DE SR-TXRF	119
5.1.1	Sensibilidade Relativa do Sistema	119
5.2	LIMITE MÍNIMO DE DETECÇÃO	123
5.3	VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA	126
5.4	ANÁLISE DO LEITO CULTIVADO QUADRADO	128
5.4.1	Leito Cultivado com Eleocharis Quadrado (LCEQ)	128

5.4.1.1	Estudo da eficiência de remoção pelas folhas da macrófita Eleocharis sp no leito cultivado quadrado	128
5.4.1.2	Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado quadrado com Eleocharis sp.	131
5.4.1.3	Desempenho do Leito cultivado com Eleocharis quadrado	139
5.4.2	Leito Cultivado com Typha Quadrado (LCTQ)	141
5.4.2.1	Estudo da eficiência de remoção pelas folhas da macrófita Typha sp no leito cultivado quadrado	141
5.4.2.2	Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado quadrado com Typha sp.	144
5.4.2.3	Desempenho do leito cultivado com Typha quadrado.....	152
5.4.3	Leito Cultivado Controle Quadrado	154
5.4.3.1	Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado controle quadrado.....	154
5.4.3.2	Desempenho do leito cultivado controle quadrado.....	162
5.5	ANÁLISE DO LEITO CULTIVADO RETANGULAR	164
5.5.1	Leito Cultivado com Eleocharis Retangular (LCER).....	164
5.5.1.1	Estudo da eficiência de remoção pelas folhas da macrófita Eleocharis sp no leito cultivado retangular	164
5.5.1.2	Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado retangular com Eleocharis sp.	167
5.5.1.3	Desempenho do Leito cultivado com Eleocharis retangular	175
5.5.2	Leito Cultivado com Typha Retangular (LCTR).....	177
5.5.2.1	Estudo da eficiência de remoção pelas folhas da macrófita Typha sp no leito cultivado retangular	177
5.5.2.2	Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado retangular com Typha sp.	180
5.5.2.3	Desempenho do leito cultivado com Typha retangular.....	188
5.5.3	Leito Cultivado Controle Retangular.....	190

5.5.3.1 Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado controle retangular.....	190
5.5.3.2 Desempenho do leito cultivado controle retangular.....	198
5.6 SINOPSE DAS CONCENTRAÇÕES NOS EFLUENTES	200
6 CONCLUSÕES	203
7 RECOMENDAÇÕES.....	207
8 APLICAÇÕES DOS RESULTADOS	209
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	211
ANEXOS	225
A.1 Leito cultivado quadrado com <i>Eleocharis sp.</i>	226
A.2 Leito cultivado quadrado com <i>Typha sp.</i>	232
A.3 Leito cultivado quadrado controle.....	238
B.1 Leito cultivado retangular com <i>Eleocharis sp.</i>	243
B.2 Leito cultivado retangular com <i>Typha sp.</i>	249
B.3 Leito cultivado retangular controle.....	255
C.1 Valores do pH do sistema de leito cultivado.	260

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população mundial, acompanhada de um aumento dos parques industriais, trouxe alguns problemas a serem enfrentados por toda a sociedade, como por exemplo, à remoção dos resíduos orgânicos e inorgânicos produzidos pela própria população.

Segundo VASCONCELOS (2005) apenas 10% dos efluentes domésticos gerados no país são submetidos a algum tipo de tratamento, sendo um volume de aproximadamente 10 bilhões de litros, é jogado diariamente nos rios e córregos.

Pesquisa realizada pela IDEC (2004) indica que a falta de água tratada e de saneamento básico (esgoto, lixo) mata cerca de 12 milhões de pessoas por ano no mundo. De acordo com a Organização Mundial de Saúde, a falta de água potável e de saneamento no Brasil é causa de 80% das doenças e 65% das internações hospitalares, implicando gastos de US\$ 2,5 bilhões. Estima-se que para cada R\$ 1,00 investido em saneamento, se economizaria R\$ 5,00 em serviços de saúde.

Segundo SILVA (1991), a contaminação dos corpos d'água por metais pesados (Pb, Cd, As, Hg, etc.) vem recebendo uma grande atenção por parte dos

ambientalistas no que diz respeito a sua toxicidade no meio aquático, pois mesmo depois de tratada, é possível que a água não esteja totalmente livre de contaminação. A poluição dos recursos naturais por metais resulta de diferentes atividades econômicas, a maioria delas industriais, em função das suas características intrínsecas, é intensivamente poluidora, embora fontes agrícolas e a disposição de rejeitos domésticos também contribuam para a liberação de metais no meio ambiente.

Esses elementos são liberados ou transportados em ambientes aquáticos ou terrestres, principalmente sob a forma dissolvida ou particulada, e podem alcançar altas concentrações, particularmente próximas ao ponto de lançamento dos efluentes.

Dentre as diferentes opções de sistemas tratamento de efluentes, encontra-se o sistema de tratamento com leitos cultivados (LC), um sistema simples, que, com o auxílio das macrófitas (também conhecidas pelo termo hidrófitas), promovem a depuração da água residuária, com mínima geração de biossólidos eliminando boa parte dos compostos orgânicos e inorgânicos, e com possibilidade da utilização das macrófitas como matéria-prima para uma atividade econômica, e o uso do seu efluente final na agricultura como, por exemplo, para a irrigação, hidropônia entre outros, tornando de grande importância o estudo e o aprimoramento deste sistema para o emprego, não só em comunidades rurais, mas também em indústrias.

Os leitos cultivados também denominados **wetlands** representam uma tecnologia emergente, de baixo custo e eficiente, sendo susceptível de se revelar como uma boa alternativa de auxílio aos sistemas convencionais no tratamento de águas residuárias como apresentado por VALENTIM (1999).

Já foram realizados alguns estudos com leitos cultivados na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas, entretanto ainda não

foi avaliado o desempenho dos leitos cultivados na remoção de metais presentes, enfatizando assim a importância em se analisar o sistema de tratamento de leitos cultivados como um método de remoção de metais.

A fluorescência de raios X por reflexão total com radiação síncroton (SR-TXRF) é uma técnica analítica empregada na determinação da concentração de metais, tendo vasta aplicação na análise de elementos traços em amostras líquidas, em pesquisas ligadas ao monitoramento ambiental, em análise de águas superficiais e subterrâneas. A técnica apresenta como principal vantagem pequena quantidade de amostra (da ordem de miligramas) para a digestão segundo (KOOPMANN e PRANGE, 1991).

As diferentes razões já citadas mostram a necessidade de pesquisas que visem obter formas de análise de poluentes presentes em sistemas de tratamento de esgoto e que não são analisados freqüentemente, como por exemplo, os metais, verificando desta forma toda a potencialidade do sistema de tratamento na remoção de poluentes e a utilização de técnicas que apresentem facilidade no seu manuseio e confiabilidade nos resultados.

2 OBJETIVO GERAL

O objetivo da presente pesquisa é avaliar o desempenho de seis unidades de leitos cultivados de diferentes geometrias (LC) com macrófitas de fluxo subsuperficial horizontal (LCFSS) que atuam como pós-tratamento de um tanque séptico modificado (TSM) para a remoção de metais.

Objetivos específicos:

- Aplicar a técnica de Fluorescência de Raios X por Reflexão Total com Radiação Síncrotron (SR-TXRF), para determinar a concentração de metais em um Sistema de Tratamento de Leitos Cultivados.
- Avaliar o desempenho das macrófitas *Typha sp.* e *Eleocharis sp.* na remoção dos metais.
- Verificar a presença de metais no meio suporte dos leitos cultivados.
- Analisar a eficiência dos leitos cultivados na remoção de metais para diferentes Tempos de Detenção Hidráulico (2, 3, 4 e 6 dias), e duas formas geométricas de construção (quadrada e retangular).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 LEITOS CULTIVADOS

Os leitos cultivados são conhecidos como sistemas de tratamento naturais, este termo “sistemas naturais”, apesar de controverso, vem sendo utilizado por diversos pesquisadores e projetistas no mundo todo, para designar processos de tratamento de águas residuárias que são considerados como “não convencionais”, e que tenham como principais componentes a força gravitacional, os microorganismos, as plantas e também algumas espécies animais. Podem-se incluir bombas e tubulações, mas não há dependência exclusiva de fontes externas de energia para a realização do tratamento (REED *et al.*, 1995).

O termo Leito Cultivado (LC) ou "Constructed Wetland" (CW) refere-se à tecnologia de tratamento de águas residuárias baseada nos processos físicos, químicos e biológicos encontrados nos ecossistemas das várzeas naturais. Estes sistemas têm como principais componentes: o meio suporte, que pode ser solo, areia, brita ou outro material, espécies vegetais, características de áreas alagadas;

além de microorganismos associados a estes elementos que são os principais responsáveis pela remoção dos contaminantes das águas residuárias.

Os processos de tratamento de águas residuárias baseados nos sistemas naturais, que voltaram à tona nos Estados Unidos com o advento do *Clean Water Act* de 1972, possuem algumas vantagens em relação aos sistemas convencionais, como o baixo custo de implantação e operação, pouca mecanização, baixa manutenção e fácil operação.

Os leitos cultivados operam com vazão afluyente controlada e relativamente estável, em contraste com a grande variabilidade da vazão encontrada em ambientes naturais. Os organismos que vivem nos leitos cultivados são mais sensíveis às variações de vazão, dos poluentes presentes, entre outros parâmetros que por vezes apresentam valores superiores aos encontrados nas condições naturais (USEPA, 1999).

Os leitos cultivados podem ser considerados filtros biológicos em que microorganismos aeróbios e anaeróbios são fixados à superfície do meio suporte no qual as plantas estão estabelecidas ou fixadas com a rizosfera e sendo as principais responsáveis pelas reações de purificação da água (WOOD, 1995).

Alguns fatores como a simplicidade conceitual, facilidade de construção, baixo consumo de energia, a longevidade e a facilidade de incorporação à paisagem, fazem com que os leitos cultivados sejam utilizados no tratamento de águas residuárias com diferentes tipos de poluentes. Segundo KADLEC e KNIGHT (1996) e, HABERL *et al.*, (1995) os leitos cultivados geralmente são usados no tratamento dos seguintes casos:

- Águas de abastecimento, captadas de rios e lagos poluídos;
- Águas residuárias domésticas, em nível primário, secundário e/ou terciário;

- Águas de precipitação pluviométrica coletada em rodovias, áreas urbanas e rurais;
- Drenagens ácidas provenientes de algumas atividades industriais e agrícolas;
- Águas subterrâneas com alto teor de nitrato;
- Lodo produzido nos tratamentos biológicos convencionais (redução de volume e estabilização);
- Manejo de materiais tóxicos, remoção de substâncias tóxicas, tratamento de águas de minas de carvão e de chorume de aterro sanitário.

Em geral os alagados construídos (leitos cultivados) são produzidos por um ou mais leitos dispostos em série ou em paralelo, normalmente escavados no solo e recobertos com material impermeável como cloreto de polivinila (PVC), polietileno de alta densidade (HDPE), polipropileno ou argila (TROTTER *et al.*, 1994).

As condições climáticas e ambientais presentes no Brasil são excelentes para a implantação deste tipo de sistema, além de apresentar uma carência de tratamento de águas residuárias, especialmente nos pequenos e médios municípios.

3.1.1 Classificação de Leitos Cultivados

Os Leitos Cultivados (LC) podem ser classificados de acordo com sentido do fluxo do efluente: superficial (LCFS), subsuperficial (LCFSS) e vertical (LCFV).

3.1.1.1 Leitos cultivados de fluxo superficial (LCFS)

Estes leitos são tipicamente canais contendo algum tipo de barreira subsuperficial, geralmente o próprio solo ou um meio suporte como a brita, pneu picado ou palha de arroz, onde as macrófitas enraízam; a água flui através do sistema de tratamento, em uma pequena coluna acima do meio suporte. Este tipo de sistema, também utilizado como tratamento terciário, requer uma maior área superficial sendo apropriado ao local com acesso controlado, a fim de prevenir a exposição humana aos microorganismos patogênicos (TROTTER *et al.*, 1994). São estimadas para os LCFS áreas dez vezes maiores por volume de resíduo líquido que os sistemas subsuperficiais (KNIGHT, 1992). Nos Estados Unidos o sistema de fluxo superficial é muito utilizado no tratamento terciário de grandes volumes de águas residuárias (figura 3.1).

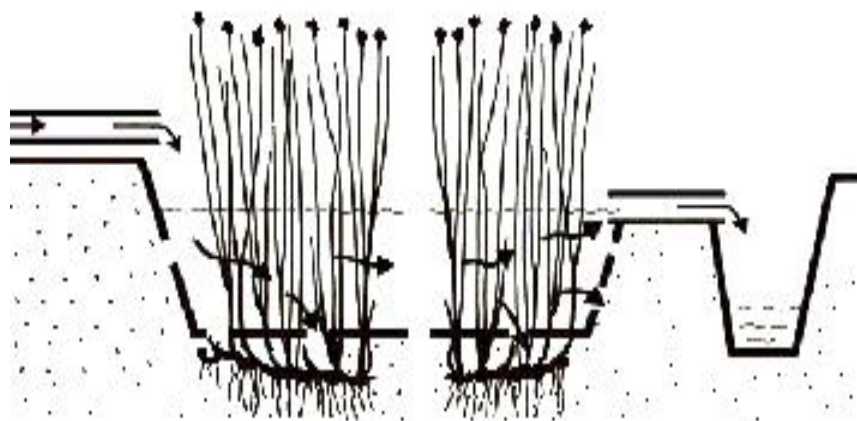


Figura 3.1 - Representação esquemática de um Leito Cultivado de fluxo superficial com macrófitas aquáticas emergente, ilustra-se a espécie *Scirpus lacustris* (BRIX, 1993).

Os critérios de dimensionamento recomendados, e normalmente utilizados em leitos cultivados de macrófitas aquáticas emergentes e com fluxo superficial livre são comuns na bibliografia e encontram-se bem desenvolvidos em

REED *et al.*, (1998); WATSON e HOBSON (1989); KADLEC (1994); KADLEC e KNIGHT (1996); KNIGHT *et al.*, (1993); KADLEC (1995). A tabela 3.1 apresenta um resumo dos principais critérios de dimensionamento para este tipo de sistema.

Tabela 3.1 - Critérios recomendados para dimensionamento de leitos cultivados com macrófitas aquáticas emergentes e com fluxo superficial livre.

Pré-tratamentos a montante do leito	Tratamentos preliminares (gradagem, desarenação, etc) e, necessariamente, tratamento primário (sedimentação primária);
Carga orgânica	< 112 Kg de DBO ha ⁻¹ d ⁻¹ ;
Carga hidráulica	Para tratamento secundário (TS): 1,2 – 4,7 cm d ⁻¹ ; para tratamento terciário (TT): 1,9 – 9,4 d ⁻¹ ;
Tempo de residência	5 – 15 dias;
Comprimento:	>10:1.
largura	
Profundidade	0,2 – 0,4 m;
Declive do fundo	0,5%;
Vegetação mais freqüente:	Especialmente <u>Scirpus</u> sp. e <u>Typha</u> sp. nos EUA; <u>Phragmites australis</u> na Europa;

3.1.1.2 Leitos cultivados de fluxo subsuperficial (LCFSS)

São essencialmente leitos de filtros lentos horizontais contendo como meio suporte: brita, pneu picado, palha de arroz; vermiculita ou uma combinação dos mesmos, onde as raízes das plantas se fixam e se desenvolvem. É postulado que os mecanismos de remoção são mais numerosos e efetivos em leitos que utilizam a brita como meio suporte (KADLEC, 1995). A condutividade hidráulica dos solos normalmente usados como meio suporte é, igual ou menor, que $1,0 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$, enquanto a condutividade hidráulica inicial das britas com diâmetro uniforme, entre 30 a 60 mm e 50 a 100 mm é igual ou maior que $1,0 \times 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$

(COOPER, 1998). Segundo BRIX (1987), o diâmetro médio das britas usadas como meio suporte nos leitos varia entre 50 a 200 mm.

Segundo TROTTER *et al.* (1994) o nível da água residuária no LC se encontra alguns centímetros abaixo da superfície do meio suporte, o que elimina odores e propagação de mosquitos, e protege pessoas e animais da exposição a microorganismos patogênicos. O resíduo líquido escoar por gravidade, horizontalmente ou verticalmente, através do meio suporte do leito, entrando em contato com os microorganismos facultativos que vivem em associação com o meio suporte e as raízes das macrófitas emergentes; o fundo do leito é inclinado em 1% para evitar o escoamento do resíduo líquido acima do meio suporte (COOPER, 1998).

Para TROTTER *et al.*, (1994) os fatores relacionados diretamente às condições climáticas locais e relevantes ao processo são: a temperatura ambiente e a perda de água por evaporação através da superfície dos leitos. Além disso, existe a perda de água por evapotranspiração, causada pelo metabolismo e crescimento das plantas aquáticas. Leitos operados em sistema de escoamento subsuperficial são sujeitos a perdas menores através da superfície, quando comparados àqueles operados em sistema de escoamento superficial.

Enquanto os sistemas de escoamento superficial são muito utilizados no tratamento terciário de efluentes na América do Norte, particularmente para grandes volumes de águas residuárias, os sistemas de escoamento subsuperficial são amplamente aceitos no tratamento secundário de efluentes na Europa, Austrália e África do Sul tendo o cascalho como meio suporte particularmente em pequenas comunidades segundo COOPER (1993); WOOD (1995).

Os Leitos Cultivados de Fluxo Subsuperficial (LCFSS), possuem as seguintes vantagens enumeradas por COOPER (1993): capacidade de remoção de sólidos suspensos totais (SST) e bactérias devido à habilidade de filtração,

remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) superior à capacidade de transferência de oxigênio realizada pelas plantas ou pela troca de gases na interface ar/água, e boa capacidade de denitrificação. Possui como desvantagem a pequena capacidade de transferência de oxigênio que prejudica a realização do processo de nitrificação nestes leitos.

O leito de fluxo subsuperficial horizontal é o sistema mais utilizado. Seu conceito foi desenvolvido na Alemanha, sendo colocado em funcionamento no ano de 1974, na cidade de Othfresen. É conhecido por "Método Rizosférico" ("Root-Zone Method", em alemão "Wurzelraumentsorgung") (KICKUTH, 1977). A água residuária é distribuída na entrada do sistema e se sujeita a translação mais ou menos prolongada ao longo da zona rizosférico (ao redor das raízes), onde coexistem áreas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Diversos processos de natureza física, química e biológica concorrem para a depuração.

Atualmente existem diversas pequenas modificações deste sistema (tipo de substrato, configuração e número de leitos, etc.) como pode ser observado na figura 3.2.

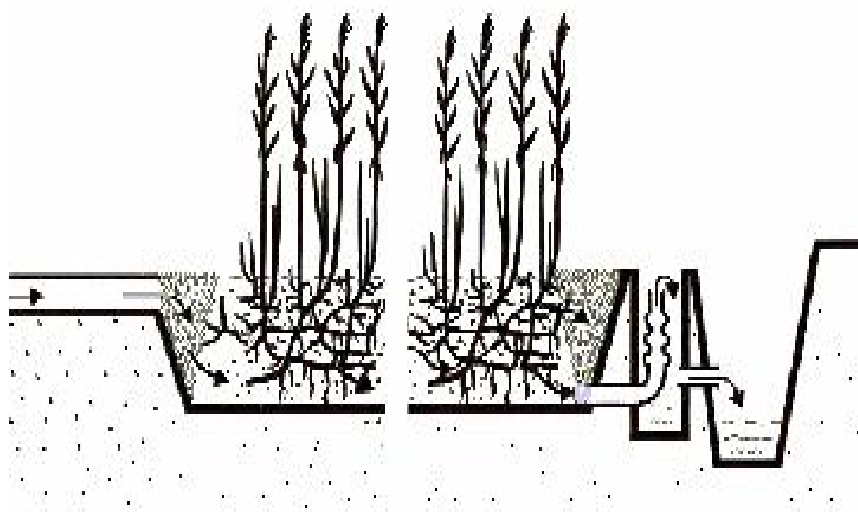


Figura 3.2 - Representação esquemática de um Leito Cultivado de Fluxo Subsuperficial horizontal com macrófitas aquáticas emergentes, ilustra-se a espécie *Phragmites australis* (BRIX, 1993).

Os critérios de dimensionamento recomendados e normalmente utilizados em leitos cultivados de macrófitas aquáticas emergentes e com fluxo subsuperficial horizontal são comuns na bibliografia e encontra-se em REED *et al.*, (1988); WATSON *et al.*, (1989); WATSON e HOBSON (1989); KADLEC e KNIGHT (1996); COOPER *et al.*, (1996). Tem-se na tabela 3.2, um resumo dos principais parâmetros de dimensionamento destes leitos cultivados.

Tabela 3.2 - Critérios recomendados de dimensionamento para leitos cultivados de fluxo subsuperficial horizontal com macrófitas aquáticas emergentes.

Pré-tratamentos a montante do leito	Preliminares (gradagem, desarenação, etc) e, necessariamente, tratamento primário (sedimentação primária);
Carga orgânica	< 150 kg de DBO ha ⁻¹ .d ⁻¹ (normalmente < 80 kg de DBO ha ⁻¹ .d ⁻¹);
Carga hidráulica	Para tratamento secundário (TS): < 5 cm d ⁻¹ ; para tratamento terciário (TT): < 20 cm.d ⁻¹ ;
Tempo de residência	± 5 dias;
Comprimento: largura	2 ou 3:1 (é possível 1:1);
Área específica	Para tratamento secundário (TS): 2,0 a 5,0 m ² .m ⁻¹ ; para tratamento terciário (TT): 0,7 – 1 m ² .m ⁻¹ ;
Profundidade do substrato	Entre 0,6 a 0,8 m (em média);
Solo / substrato	Baseados em solo, em areões;
Condutividade do substrato	Entre 1.10 ⁻³ a 3.10 ⁻³ m.s ⁻¹ ;
Porosidade do substrato	Entre 0,3 a 0,45;
Impermeabilização	Polioléfinas e Bentonite.
Declive do fundo	Entre 1 a 2%;
Vegetação mais freqüente	Especialmente <u>Scirpus sp.</u> e <u>Typha sp.</u> nos EUA; <u>Phragmites australis</u> na Europa.

3.1.1.3 Leitos cultivados de fluxo vertical (LCFV)

Geralmente estes tipos de leitos cultivados, são filtros de vazão vertical intermitente (areia como meio suporte) ou por batelada (brita como meio suporte). O nível d'água se localiza abaixo do meio suporte, impossibilitando seu contato com animais e pessoas. O LCFV é um sistema com grande potencial para nitrificação. Os primeiros sistemas do tipo vertical segundo GREINER e DE JONG (1984), provêm da Holanda (campos de infiltração), igual ao desenvolvido em 1976 na Alemanha, denominado de Sistema Seidel, também conhecido como Sistema Krefeld ou Sistema Instituto Max Planck. O sistema Seidel integra vários estágios, incluindo inicialmente leitos de escoamento vertical (seguidos de escoamento horizontal). Existem em operação diversos leitos cultivados deste tipo na Europa, há mais de 30 anos segundo BURKA e LAWRENCE (1990), LIENARD (1987) e, BOUTIN (1987).

Neste sistema consideram-se dois sentidos de fluxo: vertical descendente (caso mais usual) e vertical ascendente. Nos sistemas de fluxo vertical descendente, a distribuição do efluente é feita à superfície dos leitos e a deslocação do líquido é em percolação (figura 3.3). Nos sistemas de fluxo vertical ascendente, o escoamento ocorre por contra-percolação e por capilaridade.

Considerando-se esta diferença estrutural e de fluxo, os mecanismos de remoção de contaminantes são, essencialmente, os mesmos que ocorrem nos sistemas de fluxo subsuperficial horizontal.

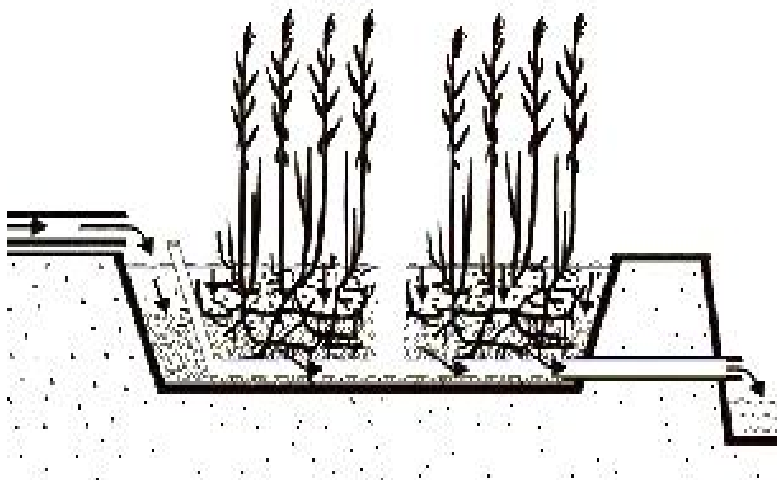


Figura 3.3 - Representação esquemática de um Leito Cultivado de Fluxo Vertical (percolação), com macrófitas aquáticas emergentes: ilustra-se a espécie *Phragmites australis* (BRIX, 1993).

3.1.1.4 Comparação entre os leitos cultivados

Em relação à área requerida para a implantação dos LC, estudo realizado por KNIGHT (1992) sugere que as várzeas naturais requerem uma área por unidade de volume aproximadamente 10 vezes maior que os LCFS, e estes uma área 10 vezes maior que os LCFSS para a obtenção da mesma qualidade de água em termos de DBO. Já os LCFV requerem uma área 5 vezes menor que os LCFSS. Devido à sua capacidade de fornecimento de oxigênio, em decorrência da intermitência da vazão que propicia a entrada de ar atmosférico dentro do meio suporte, ocorre boa remoção de DBO e nitrificação.

Apesar disso, os LCFS não promovem boa denitrificação e são menos eficientes na remoção de sólidos suspensos totais e fósforo total que os outros sistemas (VYMAZAL, 1998). São indicados para operarem em conjunto com os LCFSS, pois isto otimiza a capacidade de cada um dos sistemas e minimiza suas desvantagens.

Em relação aos LCFSS operando como um sistema secundário no tratamento de efluentes domésticos, COOPER (1998) sugere a adoção de $5 \text{ m}^2/\text{EP}^1$ para se obter reduções de DBO_5 e SST em até 20 mg.L^{-1} mesma área indicada por VYMAZAL (1998) para se obter reduções de DBO_5 superiores a 85%. Estas indicações são baseadas em avaliações de vários sistemas construídos, no Reino Unido e na República Tcheca, respectivamente, países que apresentam baixas temperaturas e inverno rigoroso.

Nos Estados Unidos, historicamente os projetistas de LC têm utilizado taxas de aplicação variando entre 4 e $530 \text{ L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Entretanto não há respostas genéricas porque o projeto depende das características do efluente, do padrão de lançamento e da área disponível (USEPA, 1999). Além da relação área e vazão afluente aplicada, outro fator de projeto a ser considerado para o LC é o meio suporte.

Uma indicação de critérios de projeto para os LCFS e os LCFSS utilizados para as regiões de clima frio é apresentada na tabela 3.3.

A utilização do solo local é mais comum nos LCFS, pois possibilita um perfeito enraizamento das macrófitas e por ser economicamente viável para grandes áreas superficiais que caracterizam este tipo de sistema. Dependendo da constituição, o solo pode remover diferentes poluentes presentes na água residuária por mecanismos de precipitação/troca catiônica/adsorção, como é o caso do fósforo e de grande parte dos metais pesados. Porém, esta capacidade de remoção é temporária (menor que 1 ano) devido à saturação do meio suporte (USEPA, 1999).

¹ EP: Equivalente Populacional que corresponde a 150 Ldia^{-1} de efluente gerado por uma pessoa.

Tabela 3.3- Critérios de projeto para leitos de fluxo superficial (LCFS) e fluxo subsuperficial (LCFSS).

Parâmetros	Fluxo superficial	Fluxo subsuperficial
Tempo de detenção (dias)	5 - 14	2 – 7
Altura da coluna d'água (m)	0,1 – 0,5	0,1 – 1
Razão de comprimento: largura do leito	2 : 1 a 10 : 1	0,25 : 1 a 5 : 1
Controle de mosquito	Requer	Não requer
Frequência de colheita (ano)	3 - 5	3 – 5
DBO ₅ máxima (g.m ⁻² .d ⁻¹)	8	7,5
DQO máxima (g.m ⁻² .d ⁻¹)*	3,2 – 6,4	3,0 – 6,0
Carga hidráulica	7 - 60	2 – 30

(Adaptado de WOOD e McATAMNEY, 1996)

* Razão entre DBO₅/DQO variando entre 0,4 e 0,8 (METCALFY e EDDY, 1991)

A maioria do LCFSS e LCFV instalados na Europa e Estados Unidos utiliza a brita e a areia lavada como meio suporte (VYMAZAL, 1998 e USEPA, 1999). Estes materiais também são empregados nos sistemas instalados no Brasil. Apesar de ser um dos itens de maior custo na implantação dos LCFSS e dos LCFV, a utilização da brita ou da areia como meio suporte pode ser justificada por permitem um fluxo regular e, no caso da brita, sem entupimentos por um longo período de tempo (USEPA, 1999).

Outro fator de projeto a ser enumerado é a utilização de uma barreira impermeável para impedir a lixiviação e a percolação do efluente que está sendo tratado. Basicamente são utilizadas duas barreiras impermeáveis:

- **Lona plástica:** HDPE, LDPE ou PVC de 0,5 a 1,0 mm de espessura, comumente utilizadas em sistemas com grandes áreas superficiais e naqueles escavados no solo (USEPA, 1999; VYMAZAL, 1998; SEVERINO e PHILIPPI, 2000);
- **Produtos impermeabilizantes:** aditivos incorporados à argamassa ou produtos aplicados sobre o reboco final. São utilizados em sistemas

construídos em alvenaria (MANSOR, 1998; VALENTIM, 1999, SOUZA *et al.*, 2000; HUSSAR, 2001; MAZZOLA, 2003).

O critério de escolha da barreira impermeável dependerá de onde será instalado o sistema. A lona plástica é de fácil transporte e instalação, sendo comumente utilizada em locais distanciados das cidades. Já os produtos impermeabilizantes são mais utilizados nos sistemas individuais ou coletivos construídos em alvenaria e instalados nas cidades.

3.1.2 Vegetação de Leitos Cultivados

As várzeas naturais são habitadas por uma variedade de plantas adaptadas para o crescimento na água e em solos saturados. Existem vários termos técnicos para definir estas plantas devido à ambigüidade nas definições e à complexidade de sua classificação, sendo os termos hidrófitas, macrófitas aquáticas, hidrófitas vasculares, plantas aquáticas e plantas aquáticas vasculares, usualmente utilizados por GUNTENSPERGEN *et al.*, (1988). O termo *macrófitas* é geralmente empregado em grande parte dos trabalhos publicados.

Quanto à atuação das macrófitas no tratamento do efluente, pesquisas recentes têm confirmado que o tratamento de poluentes em LCFS vegetado é geralmente melhor que nos não vegetados (BAVOR *et al.*, 1989; BURGOON *et al.*, 1989; GEARHEART *et al.*, 1989; THUT, 1989) apud USEPA (1999).

Em relação aos LCFSS, dados de publicações americanas indicam que o desempenho do sistema como tratamento secundário é praticamente o mesmo nos leitos sendo eles, vegetados ou não. Como resultado, as plantas não seriam um fator crítico nos LCFSS, sendo apenas considerado o seu efeito estético (USEPA, 1999).

Estudos realizados por VALENTIM (1999) e VALENTIM *et al.*, (2000), quando os leitos utilizados como pós-tratamento de efluente anaeróbio, foram cultivados com *Typha sp.* e *Eleocharis sp.* estes apresentaram melhor desempenho na remoção de sólidos suspensos totais (SST) e demanda química de oxigênio (DQO) que os leitos não cultivados (brita #2 como meio suporte). Esta constatação também foi feita por SOUZA *et al.*, (2000) que cultivou *Juncus sp.* e utilizou areia como meio suporte.

3.1.2.1 Classificação das macrófitas

As macrófitas são plantas encontradas em diferentes ambientes, com várias espécies representantes, entre os quais se destacam: as plantas aquáticas vasculares florescentes, os musgos e algumas algas marinhas. Quanto a seu *habit*, podem ocupar extensas áreas e o seu desenvolvimento está condicionado ao ecossistema aquático em que vivem. Em água doce encontram-se desde as minúsculas *Wolffia sp.* (tamanho de uma cabeça de alfinete), taboas, *Typha sp.*, até as árvores de ciprestes, *Taxodium sp.* (APHA; AWWA e WPCF, 1995).

As macrófitas aquáticas são divididas em três categorias apresentadas a seguir.

Macrófitas Flutuantes

São as macrófitas que possuem sua folhagem principal flutuando sobre a superfície da água. As macrófitas flutuantes podem ser enraizadas ou livremente flutuantes.

As macrófitas aquáticas flutuantes enraizadas têm sua folhagem principal flutuando na superfície da água e sua raiz é fixada em algum tipo de solo ou meio

suporte que pode ser brita, areia, pneu picado entre outros já mencionados. São exemplos deste gênero as Nymphaea, Nuphar, Potamogeton e Hydrocotyle.

As macrófitas aquáticas livremente flutuantes possuem sua folhagem principal flutuando na superfície da água e sua raiz não se fixa em qualquer tipo de solo. São exemplos deste gênero Lemna e Spirodela. Neste grupo podem ainda referir-se o conhecido aguapé e a alface d'água (Pistia stratiotes).

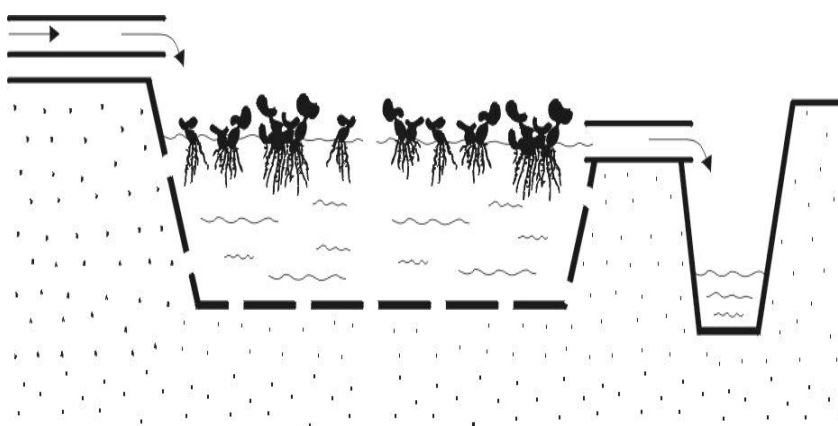


Figura 3.4 - Representação esquemática de um sistema de tratamento de águas residuárias baseado em macrófitas aquáticas livremente flutuantes. Ilustra-se a espécie Eichhornia crassipes (aguapé) (BRIX, 1993).

O esquema de LC que usa plantas macrófitas aquáticas livremente flutuantes pode ser observado através da figura 3.4. Nota-se como o funcionamento do sistema de tratamento de águas residuárias é de simples aplicação.

Macrófitas Submergentes

A planta denominada submergente apresenta seus tecidos fotossintéticos completamente imersos sob a água, suas raízes podem estar fixas ao meio suporte ou livres.

As principais espécies que integram este tipo de macrófita são: *Elodea canadensis*, *Elodea nuttali*, *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*, *Cabomba caroliniana*, *Miriophyllum heterophyllum*, *Potamogeton* spp. (REED et al., 1988). A figura 3.5 esquematiza um sistema com *Elodea canadensis*.

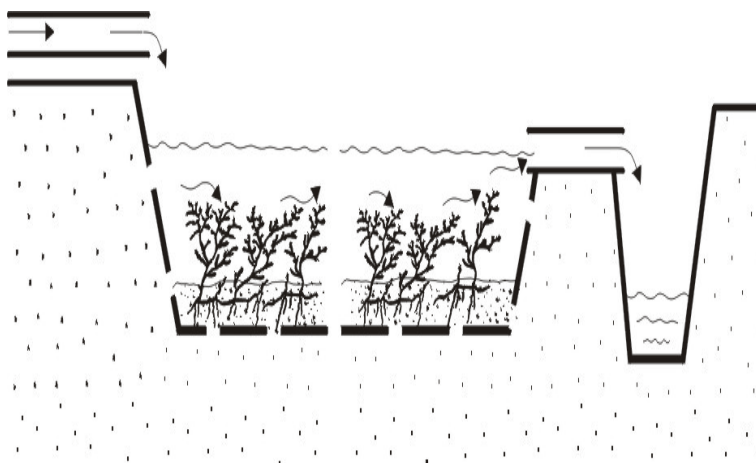


Figura 3.5 - Representação esquemática de um sistema de tratamento de águas residuárias baseado em macrófitas aquáticas submersas. Ilustra-se a espécie *Elodea canadensis* (BRIX, 1993).

A presença de macrófitas aquáticas submersas, em sistemas de tratamento, resulta numa visão útil de que estas plantas possuem taxas elevadas de absorção das formas inorgânicas de carbono dissolvidas na água, particularmente dióxido de carbono (CO_2) e, igualmente, elevada capacidade de libertação de O_2 fotossintético. A conjugação destes dois fatores determina um crescimento dos valores de pH e, concomitantemente, a criação de condições ótimas para a volatilização da amônia e precipitação química do fósforo. As elevadas taxas de oxigênio favorecem também a mineralização da matéria orgânica presente na água. O uso de sistemas de LC com macrófitas aquáticas submersas encontra-se ainda em um estágio experimental.

Macrófitas Emergentes

São denominadas plantas emergentes, aquelas que apresentam sua folhagem principal em contato com o ar. As suas raízes estão fixadas ao solo ou outro tipo de meio suporte.

A distribuição e a presença destas espécies de macrófitas são determinadas pela concentração dos nutrientes na água, pelo tipo de sedimento onde estão fixadas, pela profundidade da lâmina d'água, pela ocorrência ou não de correnteza, pela turbidez, pelo ataque de herbívoros e pelas atividades humanas (APHA; AWWA e WPCF, 1995; WOOD e McATAMNEY, 1996).

De uma forma geral, os benefícios proporcionados pelas macrófitas no tratamento de efluentes podem ser assim sumarizados:

- **Estético:** o primeiro benefício da vegetação em comparação a um filtro de solo ou de pedras na redução de DBO e SST é a estética e o apelo ecológico. Plantas como a *Íris pseudacorus* (nos Estados Unidos conhecida como “Yellow Flag”) e a *Canna lilies* são citadas por BRIX (1994), na utilização de pequenos sistemas.
- **Controle de odor:** as macrófitas, associadas ao sedimento, agem como um biofiltro na remoção do odor, e o mau cheiro um inconveniente em sistema de tratamento de efluentes, é reduzido, limitando-o e possibilitando a instalação do sistema próximo à comunidade que irá servir.
- **Tratamento de Efluentes:** as plantas absorvem diversos elementos químicos, dentre eles o nitrogênio e o fósforo. Libera certa quantidade de oxigênio nas proximidades de suas raízes e promove, juntamente com o meio suporte, o tratamento do efluente;
- **Controle de Insetos:** a massa superficial (planta e meio suporte) limita o desenvolvimento de vários insetos, como mosquitos e moscas;

pois impede a aproximação dos mesmos sobre a água residuária que está sendo tratada, a qual é protegida pelo meio suporte (pedras, areia, entre outros) do LC.

3.1.2.2 Seleção da macrófita

Ainda não existe um critério geral para a escolha da macrófita apropriada para um tratamento específico, sendo aconselhável observar as espécies presentes nas proximidades de onde será instalado o sistema de tratamento de água residuária e instalar um sistema piloto com algumas destas plantas, seja em monocultivo ou em policultivo. A escolha da macrófita apropriada também depende das condições climáticas da região.

***Typha sp.* (Taboa)**

Macrófita pertencente à ordem Pandanales, ordem de monocotiledôneas, família *Typhaceae*, apresentando folhas lineares, com bainha bem desenvolvida e não tendo caule lenhoso. Além da *Typhaceae*, nesta ordem há outras duas famílias: *Pandanaceae* e *Sparganiaceae* (JOLY, 1979).

Segundo LORENZI (1982), a macrófita do gênero *Typha sp.* é popularmente conhecida com várias denominações entre elas: Taboa, tabua, partasana (AM); paineira-de-flecha e paineira-do-brejo (SP); espadana e landim (MG), capim-de-esteira, pau-de-lagoa, tabebuia, erva-de-esteira, paina-de-flecha.

A *Typha sp.* é uma planta aquática muito freqüente nas margens de lagoas ou represa, canais de drenagem e baixadas pantanosas em geral. É bastante agressiva chegando a produzir sete mil kg de rizomas por hectare, possuindo um teor de proteínas igual à do milho e de carboidratos igual à da

batata, além de propriedades medicinais (adstringente, diurético e emoliente) (LORENZI, 1982).

As folhas e as hastes servem para fabricar pasta de papel, devido à grande porcentagem de celulose. Das folhas pode-se fazer esteiras, chapéus, cestas e sandálias. De seu fruto aproveita-se a paina de seda para encher travesseiros, almofadas e acolchoados e a própria flor como ornamento (PECKOLT, 1942; LORENZI, 1982).

A *Typha sp.* é uma planta que tem elevado valor de saturação luminosa e suporta altas temperaturas. Caso estes valores sejam superados, estas plantas perdem água através de seus estômatos devido a alta taxa de transpiração até que a temperatura se equilibre novamente, cessando momentaneamente a fotossíntese (GUNTENSPERGEN *et al.*, 1988). Na figura 3.6 pode ser visualizada a macrófita *Typha sp.*



Figura 3.6 - Fotografia da macrófita *Typha sp.* (LORENZI, 1982).

***Eleocharis* sp. (Junco Manso)**

A macrófita *Eleocharis* sp. pertence à ordem Cyperales, possuindo apenas uma família com as características desta ordem segundo JOLY, (1979) a *Cyperaceae*. A família *Cyperaceae* é constituída por representantes herbáceos que cresce na sua maioria, em terrenos brejosos ou alagadiços. O caule ereto nas espécies que o desenvolvem, apresenta-se sólido (há exceções) e de secção triangular. De acordo com JOLY (1979) e LORENZI (1982) as folhas são linear-lanceoladas e com nervação paralela. A unidade floral básica é uma espiguiha que consta do seguinte: um eixo floral protegido na base por um par de glumas (brácteas secas), sendo uma inferior ou externa e outra superior ou interna.

LORENZI (1982) também caracterizou a macrófita do gênero *Eleocharis* sp. conhecida popularmente por junco-manso e junco fino. A *Eleocharis* sp. é uma planta perene, herbácea, robusto-rizomatosa, ereta, são encontradas em touceira, com o caule oco e seccionado por dentro (visível por fora), mede de 30 - 60 cm de altura, sua reprodução é por sementes e rizomas. Suas folhas são reduzidas a bainhas, com a boca ligeiramente engrossada nas bordas como apresentada na figura 3.7. Possui inflorescências terminais, em espiguetas oblongas de coloração marrom, assentadas no ápice dos caules, medindo de 10 - 15 mm de comprimento e 2 - 3 mm de largura.

Tem como característica ser uma planta invasora bastante freqüente em locais úmidos, brejosos ou inundados. Infesta principalmente lavoura de arroz inundado, canais de drenagem e margens de lagoas. Apresenta um crescimento bastante vigoroso, principalmente se estiver vegetando em locais banhados por águas poluídas, formando intensa vegetação, que chega a dominar todas as demais plantas existentes no local (LORENZI, 1982).

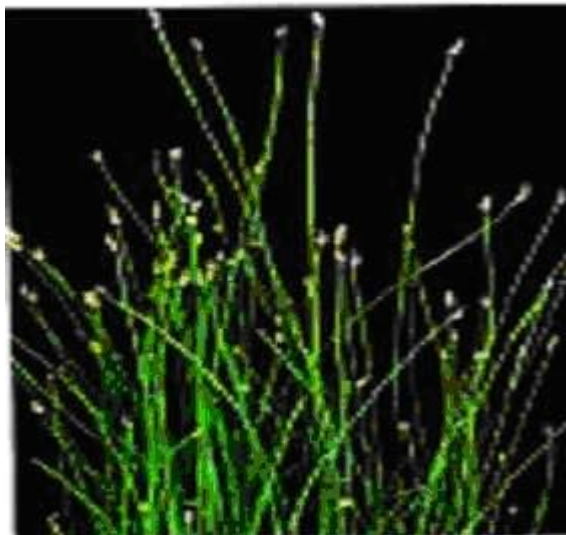


Figura 3.7 - Fotografia da macrófita *Eleocharis* sp. (LORENZI, 1982).

3.1.2.3 Transferência de oxigênio

O tratamento da água residuária é o resultado da integração entre as interações físicas, químicas e biológicas que ocorrem nos LC por causa da presença do meio suporte, das comunidades bacterianas e das macrófitas. Dentre estes, as bactérias merecem destaque, pois realizam a degradação da matéria orgânica presente no efluente por processos anaeróbios, anóxicos e aeróbios.

No caso dos LCFSS que apresentam um ambiente predominantemente anaeróbio, as condições aeróbias e anóxicas somente são conseguidas graças ao fornecimento de oxigênio pelas raízes das macrófitas.

O movimento interno do oxigênio para as partes inferiores das plantas serve não apenas para suprir a demanda respiratória dos tecidos das raízes, mas também para oxigenar sua rizosfera. O escape de oxigênio das raízes cria condições de oxidação, que juntamente com as condições anóxicas aí presentes, estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico, o crescimento de

bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos às raízes das plantas (USEPA, 1988; ARMSTRONG *et al.*, 1990; BRIX, 1994).

Segundo GUNTENSPERGEN *et al.*, (1988) o sistema radicular recebe o oxigênio atmosférico graças ao seu transporte pelo interior das plantas por grandes espaços internos de ar chamado *aerênquimas*, que podem ocupar até 60% do volume dos tecidos das plantas. Os aerênquimas são estruturas características das macrófitas aquáticas que não produzem madeira, tendo função estrutural e de promover a estocagem e o movimento de gases. Para BRIX (1994) o movimento interno de gás nas macrófitas ocorre devido à concentração de oxigênio nos aerênquimas (difusão molecular passiva) e fluxo volumétrico convectivo (convecção de Venturi).

O processo de transporte devido à concentração de oxigênio ocorre por meio das trocas de gases entre o aerênquima e a água, motivadas pela diferença de solubilidade do oxigênio e do dióxido de carbono, que é aproximadamente 30 vezes mais solúvel na água que o oxigênio, resultando diferentes gradientes de concentração nos aerênquimas e gerando o movimento dos gases. Para cada cinco moléculas de oxigênio destinado à respiração das raízes das plantas apenas uma é disponibilizada para a rizosfera, assumindo que todo gás carbônico respiratório é solubilizado na água ao redor das raízes (BRIX, 1994).

Em muitas espécies de macrófitas o fluxo volumétrico convectivo tem um papel significativo na aeração dos tecidos das raízes. O ar captado na atmosfera da planta é conduzido até os rizomas e volta para a atmosfera por outra parte através de vasos comunicantes como comentado por BRIX (1994). O fluxo convectivo ocorre na parte superior da planta por um processo conhecido por convecção induzida de Venturi, sendo este mecanismo baseado no gradiente de velocidade do vento que provoca zona de alta e baixa pressão relativa na parte mais alta da planta, podendo ocorrer até em folhas danificadas e no inverno. Este

fato foi constatado por ARMSTRONG *et al.* (1990), citado por BRIX (1994), para a macrófita *Phragmites australis*.

Com a liberação do oxigênio pelas raízes das plantas, ocorre a oxidação das substâncias presentes nas raízes. Mas o processo mais importante é a simbiose entre as plantas e os microorganismos fixados às suas raízes. Como na rizosfera ocorre à justaposição de uma região aeróbia (presença de oxigênio) com outra anóxica (presença de nitrato), envoltas em uma grande região anaeróbia têm-se o desenvolvimento de várias espécies de bactérias que motivam o processo de nitrificação-desnitrificação, representado na figura 3.8.

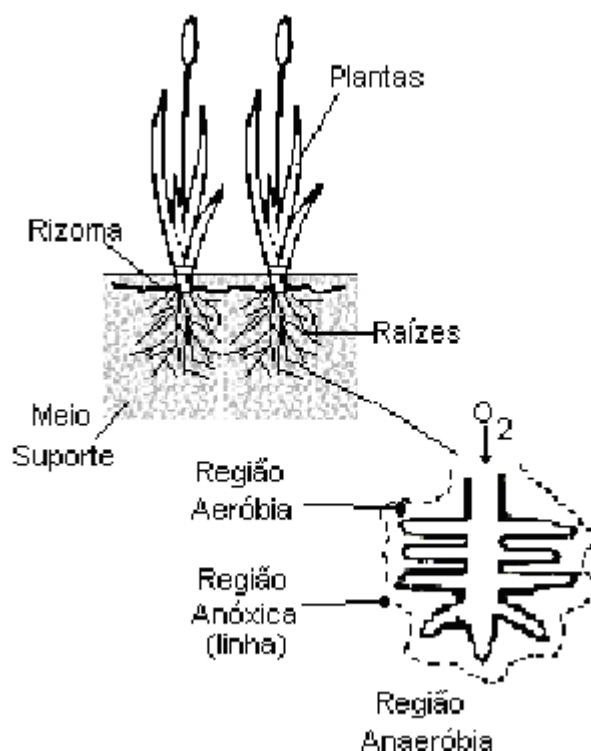


Figura 3.8 - Detalhe da rizosfera e do transporte de oxigênio para as pontas das raízes (GUNTENSPERGEN *et al.*, 1988).

Segundo SORRELL e ARMSTRONG (1994), a taxa de liberação de oxigênio para as raízes depende da concentração interna de oxigênio, da

demanda média de oxigênio e da permeabilidade nas paredes das raízes, sendo estes fatores influenciados pelo clima, pela espécie de planta cultivada, pelo tipo de leito e pelo manejo do sistema.

As macrófitas conservam o oxigênio interno por causa das leis do súber, da lignina na hipoderme e do córtex externo (ARMSTRONG e ARMSTRONG (1988) apud BRIX, 1994). Este mecanismo, utilizado para evitar a perda de oxigênio, permite que mais oxigênio enriqueça o meristema apical e contribui para o rápido desenvolvimento das plantas. Esta característica tende à mínima perda de oxigênio para a rizosfera, característica importante, pois para o tratamento de esgoto é necessária grande quantidade de oxigênio (BRIX, 1994).

De qualquer forma, as macrófitas liberam oxigênio, que ocorre principalmente pelas pontas das raízes, porque dependem do convívio em simbiose com os diversos microorganismos presentes na água. Esta singularidade do LCFSS nos mostra que as macrófitas são importantes para o sistema, sendo vitais os conhecimentos de suas características, habilidades, necessidades e seu manejo para o sucesso do tratamento.

Pesquisadores como KADLEC e KNIGHT (1996), acham provável que a maior parte da transferência de oxigênio a partir da atmosfera para a coluna d'água no leito ocorre por aeração através da interface, uma vez que o transporte de oxigênio para a rizosfera não parece exceder significativamente os requeridos na respiração da planta, sendo insuficiente para satisfazer as demandas dos microorganismos heterotróficos. Autores como COOPER (1993) afirmam que há liberação de oxigênio para a rizosfera através das raízes, porém a taxa deste suprimento é desconhecida.

3.1.3 Desenvolvimento Microbiológico no Leito Cultivado

Tanto a parte estrutural quanto funcional dos leitos cultivados é dominada por uma grande variedade de microorganismos, tais como: fungos e bactérias, além da planta típica (macrófita) responsável por parte da redução de matéria orgânica.

Segundo KADLEC e KNIGHT (1996) a grande diversidade de nichos físico-químicos existentes nos alagados é diretamente responsável pela biodiversidade presente no sistema de leitos cultivados.

Os microorganismos através de sua diversidade genética e adaptabilidade funcional são capazes de absorver os constituintes poluidores das águas hostis ao uso humano, para promover seu crescimento e reprodução. Com isto, acompanha-se a modificação da qualidade da água, por meio das modificações químicas, físicas e biológicas.

Dentre as bactérias mais importantes na modificação da qualidade d'água em leitos cultivados sobressaem as fototróficas, encapsuladas, de brotamento, quimiotróficas gram-negativas, gram-negativas aeróbias, gram-negativas anaeróbias, gram-negativas facultativas anaeróbias, gram-positivas, produtoras de metano, formadoras de endósporos, actinomicetose e organismos correlatos. A maioria das bactérias é heterotrófica, isto é, obtém alimento e energia para seu desenvolvimento em compostos orgânicos; algumas bactérias são autotróficas, isto é, sintetizam moléculas orgânicas a partir de carbono. A maioria das bactérias está associada com as superfícies submersas das plantas, a matéria orgânica em decomposição e o meio suporte. Existe uma relação simbiótica entre as plantas aquáticas e as bactérias vivendo nas raízes e outras partes submersas segundo TROTTER *et al.* (1994).

Fungos representam os organismos do reino eucarionte (não possuem carioteca) e são abundantes nos ambientes alagados. Todos os fungos são heterotróficos e sua nutrição é predominantemente saprófita, ou seja, baseada no consumo e conseqüente degradação da matéria orgânica em decomposição. Eles são ecologicamente importantes nos alagados, pois participam de uma significativa proporção da reciclagem de carbono e outros nutrientes como informa KADLEC e KNIGHT (1996). Os fungos vivem de forma simbiótica com espécies de algas (liquens) e plantas mais evoluídas (micorrizas), aumentando a eficiência e rendimento do hospedeiro na absorção de nutrientes da água, ar e meio suporte. Nos alagados, os fungos são normalmente encontrados em associação com restos de plantas em estágio de decomposição.

3.2 ASSIMILAÇÃO DE POLUENTES PELO LEITO CULTIVADO

Nos sistemas biológicos, os principais responsáveis pela remoção da matéria orgânica das águas residuárias são os microorganismos (aeróbios, facultativos e anaeróbios) que a utilizam no seu ciclo vital, obtendo dela a energia necessária para sua síntese celular, sua locomoção (quando for o caso), no seu transporte de materiais e outras funções.

A matéria orgânica (100%) é representada pelas proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (10%), além da uréia (principal constituinte da urina), surfactantes, fenóis, pesticidas e outros, sendo que a porcentagem varia de acordo com a origem do dejetos. Parte é encontrada em solução, os sólidos orgânicos dissolvidos (rapidamente biodegradáveis), e parte em suspensão, relativa aos sólidos suspensos no meio líquido (lentamente biodegradáveis). Os sólidos orgânicos dissolvidos são utilizados diretamente pelas bactérias heterotróficas principais responsáveis pela redução da DBO₅ nos sistemas de LC como informa COOPER *et al.* (1996), enquanto os sólidos em

suspensão são convertidos em solúveis pelo mecanismo da hidrólise, que é realizada pela atuação de enzimas intra e extracelulares produzidas pelas bactérias e que servem de catalisadores nas reações de oxidação (METCALF e EDDY, 1991).

Os processos de degradação da matéria orgânica nas águas são governados por vários receptores de elétrons disponíveis no meio, sendo que o sistema utiliza aquele que produz a mais alta quantidade de energia. Por essa razão, o oxigênio dissolvido é utilizado primeiramente, fazendo com que o sistema deixe de ser aeróbio. Caso haja nitratos disponíveis no meio líquido, os organismos aparelhados para utilizá-los na respiração passam a fazê-lo convertendo o nitrato a nitrogênio gasoso (desnitrificação), condição anóxica (ausência de O_2 dissolvido e presença de nitratos). Quando se extingue têm-se as condições anaeróbias estritas, sendo utilizados os sulfatos, que são reduzidos a sulfetos, e o CO_2 que é convertido a metano. Enquanto houver substâncias de maior liberação de energia as outras não serão utilizadas, conforme VON SPERLING (1996). A seqüência de transformações que ocorrem no tratamento de águas residuárias é função do receptor de elétrons e do estado de oxidação do composto, medido pelo seu potencial de oxi-redução como apresentado na figura 3.9 e tabela 3.4.

OTTAVÁ *et al.* (1997) apud por VYMAZAL (1998) encontraram elevado número de bactérias aeróbias heterotróficas no afluente dos LC em comparação às anaeróbias que prevalecem no efluente dos leitos, indicando a ocorrência de ambiente anaeróbio e resultando no declínio natural das bactérias aeróbias.

Nos LCFSS onde foram feitas medições do potencial de oxi-redução, foram observados valor muito baixo deste potencial, indicando elevada condição de redução que justifica a predominância de bactérias anaeróbias no efluente do LC (LIENARD, 1987 apud USEPA, 1999).

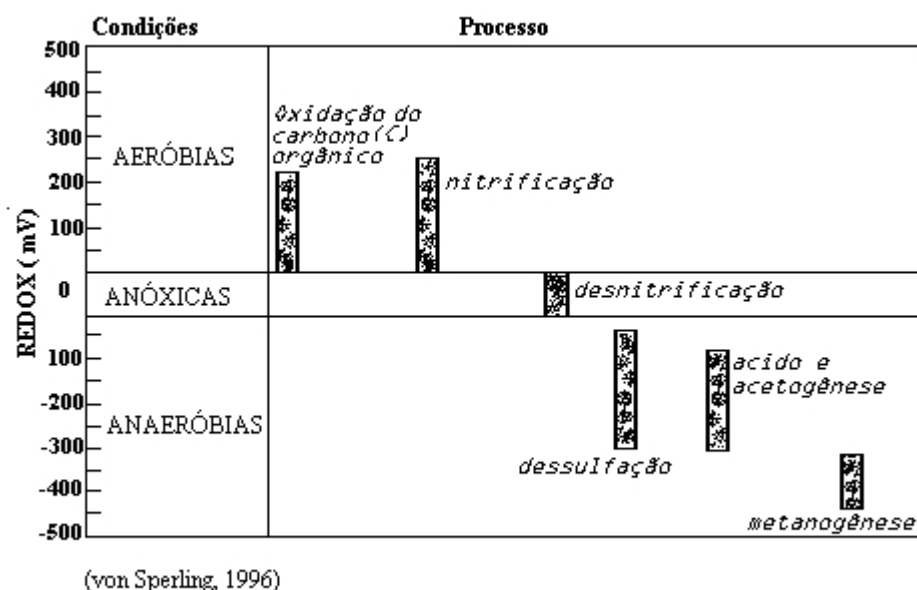


Figura 3.9 - Processo de remoção da matéria orgânica em função dos receptores de elétrons e do potencial Redox (mV) (VON SPERLING, 1996).

Tabela 3.4 - Receptores de elétron típicos das reações de oxidação no tratamento de esgotos (listados em ordem decrescente de liberação de energia)

Condições	Receptor de Elétron	Forma do Receptor após Reação	Processo
Aeróbicas	Oxigênio (O_2)	H_2O	Metabolismo aeróbio
Anóxicas	Nitrato (NO_3^-)	Nitrogênio gasoso (N_2)	Redução de nitratos (desnitrificação)
Anaeróbicas	Sulfato (SO_4^{2-})	Sulfeto (H_2S)	Redução de sulfatos (dessulfatação)
	Dióxido de Carbono (CO_2)	Metano (CH_4)	Metanogênese

(Adaptada de VON SPERLING, 1996).

3.2.1 Fatores Abióticos

Alguns parâmetros como a temperatura, a alcalinidade, o pH e o oxigênio dissolvido são denominados fatores abióticos e são relevantes, pois os mesmos norteiam os processos biológicos e influenciam diretamente na eficiência do tratamento das águas residuárias.

A temperatura do efluente a ser tratado é aproximadamente igual à média diária da temperatura do ar devido ao balanço de energia: ganho pela radiação solar, perda por irradiação, condução, evaporação (predominante em lagoas e nos LCFS) e evapotranspiração (LCFSS).

O desempenho de tratamento do LC é afetado pela variação da temperatura, entretanto este fato não é uma regra para todos os constituintes da água residuária. A capacidade de tratamento tende a decair com a redução da temperatura, entretanto a matéria orgânica (MO) e SST que são removidos por mecanismos físicos como floculação, precipitação e filtração são menos afetadas conforme indicado por USEPA (1999). Isto pôde ser confirmado por VYMAZAL (1998), que avaliando vários resultados experimentais obtidos para leitos cultivados instalados na República Tcheca, verificou que a remoção de DBO_5 não é dependente da temperatura. Estes resultados também demonstraram que a concentração efluente não apresentou muita variação ao longo do ano, demonstrando a não dependência da temperatura no desempenho de tratamento.

A alcalinidade é outro fator importante, pois mede a quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio (capacidade de resistir às mudanças de pH: capacidade tampão), sendo originado naturalmente pela reação do CO_2 com a água (CO_2 resultante da atmosfera ou da decomposição da matéria orgânica). Os processos oxidativos (como a nitrificação) tendem a consumir a

alcalinidade, a qual, caso atinja baixos teores, pode resultar em valores reduzidos de pH. Está relacionada com o CO_2 e o pH da seguinte forma:

- pH > 9,4: presença de hidróxidos e carbonatos;
- pH entre 8,3 e 9,4: carbonatos e bicarbonatos;
- pH entre 4,4 e 8,3: apenas bicarbonatos.

A acidez, ao contrário da alcalinidade, é a capacidade da água em resistir às mudanças de pH causadas pelas bases sendo devida, principalmente, pela presença de gás carbônico livre (pH entre 4,5 e 8,2). Afeta o equilíbrio das formas de ácidos e bases e controla a solubilidade de muitos gases e sólidos:

- pH > 8,2: CO_2 livre ausente;
- pH entre 4,5 e 8,2: acidez carbônica e
- pH < 4,5: acidez por ácidos minerais fortes.

Muitas bactérias responsáveis pelo tratamento somente sobrevivem em ambientes com pH entre 4,0 e 9,5 (METCALF e EDDY, 1991); as bactérias desnitrificantes preferem os ambientes com pH entre 6,5 a 7,5; enquanto as nitrificantes preferem pH igual ou maior que 7,2.

Em adição ao controle de vários processos biológicos, o pH é também um determinante de várias reações químicas importantes, a saber:

- Um pH teórico de 6,3 favorece a precipitação de fosfato de alumínio (AlPO_4);
- Um pH teórico de 5,3 favorece a precipitação de fosfato de ferro [$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$];
- Protonação do fósforo muda com o pH;
- Os precipitados de hidróxido e oxihidróxido de alumínio e ferro são sensíveis ao pH.

Não há evidências de flutuações diurnas de pH em áreas de alagados contendo vegetação emergente densa. As substâncias orgânicas geradas dentro

dos leitos através do ciclo de crescimento, morte e decomposição são a origem da sua acidificação natural.

Como consequência, o sistema água-meio suporte dentro do leito é tamponado especialmente em relação a substâncias básicas presentes no fluxo de entrada (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Em relação ao oxigênio dissolvido (OD), este é influenciado pela temperatura e por sais dissolvidos no efluente. A oxidação de compostos carbonáceos e a nitrificação dependem de sua concentração, sendo 1 mg.L^{-1} o valor mínimo para o funcionamento dos reatores aeróbios. Valores superiores aos de saturação são indicadores da presença de algas (fotossíntese) e valores bem inferiores ao da saturação da presença de matéria orgânica em decomposição. Está intimamente ligado à condição de sobrevivência dos peixes no meio aquático, sendo que com concentrações de oxigênio dissolvido de $4 - 5 \text{ mg.L}^{-1}$ morrem os peixes mais exigentes quanto ao oxigênio, com OD igual a 2 mg.L^{-1} todos os peixes estão mortos e com OD igual a 0 mg.L^{-1} têm-se a anaerobiose (VON SPERLING, 1996).

Dentro dos leitos, a concentração de oxigênio dissolvido na água é influenciada pela temperatura, sais dissolvidos presentes, atividades biológicas e meio suporte. O oxigênio residual dissolvido contido no fluxo de alimentação dos leitos é suplementado pelo oxigênio transferido a partir da atmosfera, pela superfície da água e por transporte convectivo a partir de folhas e caule das plantas (KADLEC e KNIGHT, 1996).

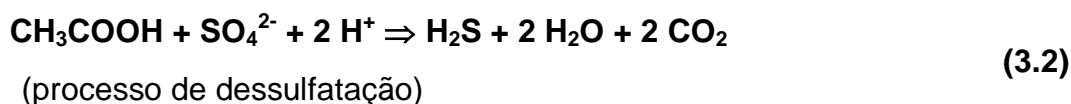
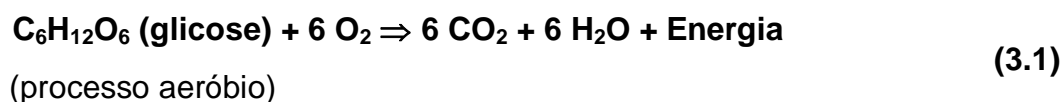
Uma boa quantidade dos leitos cultivados recebe cargas de carbono e nitrogênio orgânico suficiente para consumir oxigênio dissolvido nas águas residuárias até cerca de $1 \text{ a } 2 \text{ mg.L}^{-1}$. Porém, as bactérias heterotróficas, responsáveis pela oxidação do carbono, competem com as bactérias nitrificantes por locais de fixação nos leitos. Como consequência, há oxidação preferencial dos

compostos carbonáceos, até que sua demanda por oxigênio se reduza ao mesmo nível daquela do íon amônio (METCALF e EDDY, 1991).

3.2.2 Catabolismo oxidativo e fermentativo

Através dos itens apresentados pode-se observar, que a remoção da matéria orgânica ocorre por meio dos processos de desassimilação ou catabolismo oxidativo (oxidação da matéria orgânica) e fermentativo (fermentação da matéria orgânica). Nos LC, têm-se a presença de condições aeróbias na rizosferas, anóxicas na sua vizinhança e anaeróbias nas outras regiões dos LC como apresentado na figura 3.8.

O catabolismo oxidativo é uma reação redox na qual a matéria orgânica é oxidada por um agente oxidante presente no meio líquido (oxigênio- O_2 , nitrato- NO_3^- ou sulfato- SO_4^{2-}), sendo que em condições aeróbias (presença de O_2) a estabilização é realizada, na sua maioria, por bactérias heterotróficas, aeróbias e facultativas, em condições anóxicas (presença de NO_3^-) por bactérias nitrificantes e em condições anaeróbias (SO_4^{2-}), pelo processo de dessulfatação, necessitando, neste caso, que a matéria orgânica tenha sido convertida anteriormente a ácidos orgânicos (p. ex. CH_3COOH – ácido acético) pelo processo de acidogênese. (METCALF e EDDY, 1991). As equações 3.1 e 3.2 representam os processos aeróbio e de dessulfatação, respectivamente.



No caso da dessulfatação se o pH atingir valores superiores a 8,0 o sulfeto (H_2S), causador do mau cheiro e que é perdido para atmosfera, é convertido a bissulfeto (HS^-) e permanece em solução no efluente.

Se no catabolismo oxidativo há a necessidade de um oxidante, no catabolismo fermentativo o processo ocorre devido ao rearranjo dos elétrons na molécula fermentativa de tal modo que se formam no mínimo dois produtos (CO_2 e CH_4). A conversão anaeróbia ocorre em duas etapas sucessivas: acidogênese e metanogênese, sendo que antes da primeira etapa, os compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídeos) necessitam serem convertidos a compostos orgânicos simples pelo mecanismo da hidrólise (VON SPERLING, 1996):

- Fase Acidogênica: conversão da matéria orgânica a ácidos orgânicos, realizada por bactérias denominadas acidogênicas. Nesta etapa não há remoção da matéria orgânica, mas apenas conversão da mesma;
- Fase Metanogênica: conversão dos ácidos orgânicos a metano, gás carbônico e água, realizada por bactérias denominadas metanogênicas. A matéria orgânica é novamente convertida, mas pelo fato do CH_4 ser transferido para a atmosfera, tem-se a remoção da matéria orgânica.

Na equação geral simplificada (3.3) do processo anaeróbio apresentada abaixo pode-se destacar a não exclusividade da oxidação (CO_2 no mais alto nível de oxidação (+4) e CH_4 no estado mais reduzido (-4), liberação de energia (inferior a respiração aeróbia) e que a maior parte de CH_4 é desprendida resultando em remoção de matéria orgânica.



Podem-se observar na tabela 3.5 as principais características dos processos oxidativo e fermentativo.

Os LC, como comentado anteriormente, incorporam os processos de decomposição em uma área relativamente grande, potencialmente diluindo os odores associados à decomposição da matéria orgânica ou mesmo proporcionando condições para que estes possam ser retidos no meio suporte (se solo) ou nos detritos das plantas. Os sistemas que recebem efluentes primários como os dos tanques sépticos podem apresentar odores nas proximidades da entrada, e a ocorrência de odores é um consenso.

Tabela 3.5 - Principais características do catabolismo oxidativo e do fermentativo.

Características	Catabolismo oxidativo (respiração)	Catabolismo fermentativo (fermentação)
Doador de elétrons	MO orgânica	MO orgânica oxidada
Receptor de elétrons	Externo: composto inorgânico (oxigênio, nitrato ou sulfato)	Interno: MO reduzida
Número de produtos finais resultantes da MO	Um (CO ₂)	No mínimo dois (CO ₂ e CH ₄)
Forma do C no produto final	C inorgânico oxidado (CO ₂)	C inorgânico oxidado (CO ₂) + C orgânico reduzido (CH ₄)
Estado de oxidação do C no produto final	4+ (CO ₂)	4+ (CO ₂) 4- (CH ₄)

(Adaptado de VON SPERLING, 1996)

3.2.3 Nitrogênio

As formas de nitrogênio inorgânico de maior importância para sistemas de alagados são: amônia (NH₄⁺), óxido nitroso (N₂O), óxido nítrico (NO₂ ou N₂O₄), gás

nitrogênio (N_2), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-); os quatros primeiros apresentam-se no estado gasoso dissolvido. As formas orgânicas de maior importância incluem produtos naturais como aminoácidos, animais, uréia, purinas e pirimidinas (APHA, AWWA e WPCF, 1995; KADLEC e KNIGHT, 1996). Todas estas formas de nitrogênio são bioquimicamente interconvertíveis e são componentes do complexo ciclo de nitrogênio nos LC.

O gás nitrogênio e óxido nitroso são quase que completamente inertes em se tratando de eutrofização e toxicidade das plantas; óxido nitroso é um produto intermediário da desnitrificação. Óxido nítrico reage com a água para formar o íon NO_3^+ (KADLEC e KNIGHT, 1996).

A amônia é a forma de nitrogênio mais reduzida, que pode estar ionizada (NH_4^+) ou não ionizada (NH_3), dependendo da temperatura e do pH da solução. O NH_4^+ é predominante nos LC expostos a temperaturas médias de 25 °C e pH próximo de 7; nos LC, ele pode ser removido da solução através de troca de cátions com detritos, sedimentos inorgânicos e meio suporte.

A amônia é importante em leitos cultivados e outras águas superficiais por três razões (MANSOR, 1998):

- Entre formas de nitrogênio nutriente, ela é a preferida da maioria das macrófitas e das bactérias autótrofas;
- Quimicamente ela é reduzida e, portanto pode ser prontamente oxidada em águas naturais, resultando em consumo de oxigênio;
- Amônia não ionizada é tóxica a muitas formas de vida aquática em baixas concentrações ($> 0,2 \text{ mg.L}^{-1}$).

Nitrato é a forma de nitrogênio de maior estado de oxidação presente nos sistemas de leitos. Ele é um nutriente essencial para muitos organismos autótrofos fotossintéticos, porém em excesso conduz as águas superficiais a eutrofização.

Em águas residuárias domésticas, o nitrato ocorre em pequenas concentrações (TROTTER *et. al.*, 1994).

Nitrito é uma forma de nitrogênio em estado de oxidação intermediário (+3) entre amônia (-3) e nitrato (+5). Por ser quimicamente instável, ele é encontrado em concentrações muito baixas na maioria dos leitos cultivados (APHA, AWWA e WPCF, 1995).

Segundo MANSOR (1998), nos sistemas de leitos cultivados, o nitrogênio é mobilizado pelos processos físicos de decantação e suspensão de particulados, deposição a partir da atmosfera, difusão de formas dissolvidas, assimilação e translocamento pelas plantas. A volatilização da amônia pode ser limitada nos leitos de escoamento subsuperficial.

Os principais processos de transformação química do nitrogênio ocorridos nos sistemas de leitos para MANSOR (1998) são:

- **Amonificação:** transformação biológica de nitrogênio orgânico a amônia, com liberação de energia. As bactérias heterotróficas responsáveis por esta decomposição são mais eficientes em condições aeróbias, porém também agem em ambientes anaeróbios; elas são encontradas associadas especialmente às raízes das macrófitas. Este complexo processo de mineralização ocorre mais rápido que a nitrificação; sua temperatura ótima está entre 40 e 60 °C e seu pH entre 6,5 e 8,5.
- **Nitrificação:** processo de oxidação microbiológica da amônia, sendo o principal mecanismo de transformação da amônia em leitos cultivados; ocorre mesmo em ambientes com baixas concentrações de oxigênio (0,3 mg de O₂ por litro). Consiste dos dois estágios:



Segundo MANSOR (1998), a nitrificação está limitada a aproximadamente 0,8 g N.m⁻².d⁻¹ nos leitos de escoamento subsuperficial, de acordo com a estimativa da quantia de oxigênio liberado pelas raízes das macrófitas.

Desnitrificação: redução do nitrato ou nitrito, com produção de gás nitrogênio, óxido nitroso ou óxido nítrico. É um processo essencial complementar ao metabolismo heterotrófico, que ocorre na ausência de oxigênio dissolvido ou livre (ambientes anóxicos), sendo mais comumente realizado por bactérias heterotróficas dos grupos *bacillus*, *enterobacter*, *micrococcus*, *pseudomonas* e *spirillum*. O decaimento da biomassa nos leitos provê o carbono, fonte de energia necessária à desnitrificação, porém compete com a nitrificação pelo oxigênio.

Fixação biológica: processo de redução de gás nitrogênio (difundido no meio aquático) a amônia, realizado por bactérias autotróficas ou heterotróficas, algas e plantas mais evoluídas, sob condições anaeróbias. Sua ocorrência nos leitos está especialmente associada com plantas, porém, as taxas de transformação de nitrogênio por fixações aí ocorridas são normalmente negligenciáveis.

Assimilação: vários processos biológicos de conversão de nitrogênio inorgânico a compostos orgânicos (formadores de células e tecidos nas plantas superiores, algas e microorganismos). Na maioria das vezes, a absorção de nitrato pelas plantas de leitos é menos favorecida que a absorção de íons amônio, porém ela pode ser favorecida quando as águas residuárias são ricas em nitrato. As macrófitas utilizam enzimas para converter o nitrogênio oxidado a formas utilizáveis; a produção destas enzimas decresce quando íon amônio está presente.

A biota – macrófitas, microfauna e microflora – presente nos leitos de escoamento subsuperficial absorve nitrato e íon amônio das águas residuárias. As formas de nitrogênio liberadas na coluna d'água pela decomposição da biota são presumivelmente nitrogênio orgânico e íon amônio; a maior parte do nitrogênio orgânico liberado é prontamente hidrolisado por processos químicos ou microbiológicos, sendo transformado em amônia (MANSOR, 1998). A decomposição da biota na superfície do meio suporte dos leitos, em contato com a atmosfera, favorece a ocorrência de processos oxidativos como a nitrificação.

Em um leito cultivado, a quantidade de nitrogênio presente na coluna d'água é calculada somando-se o valor do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK - amônia e nitrogênio orgânico) às concentrações de nitrato e nitrito. Nos detritos, meio suporte e tecidos biológicos, a quantidade total de nitrogênio encontrada é aproximadamente igual ao NTK, uma vez que a forma de nitrogênio aí predominante é dos compostos orgânicos solúveis e insolúveis. A quantidade de nitrogênio orgânico em uma amostra de água é funcionalmente estimada pela subtração da concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ do valor do Nitrogênio Total Kjeldahl.

O estudo do mesocosmo de vários leitos com escoamento subsuperficial, cultivados com espécies distintas de macrófitas e tendo brita como seu meio suporte, determinou cerca de 25% da remoção de nitrogênio ocorrida por imobilização e 75% por desnitrificação (MANSOR, 1998).

3.2.4 Fósforo

A ocorrência de fósforo em águas naturais e em águas residuárias se dá quase que exclusivamente na forma de fosfato (PO_4^{3-}). Os fosfatos são classificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta-, e outros

polifosfatos), e fosfatos ligados a compostos orgânicos (APHA, AWWA e WPCF, 1992). Eles são encontrados em solução, em partículas ou detritos, ou em tecidos de organismos aquáticos (bactérias, fungos, algas, micro-invertebrados, macrófitas); fosfatos também estão presentes em sedimentos no fundo de corpos de água e em lodos biológicos, tanto sob forma inorgânica precipitada como incorporados a compostos orgânicos, formando complexos organofosforados refratários (APHA, AWWA e WPCF, 1992). Todas estas formas de fósforo se interconvertem através de um complicado ciclo bioquímico que envolve muitas rotas (MITCHELL *et al.*, 1995). De modo geral, a reciclagem do fósforo nos leitos cultivados é eficiente.

Fósforo reativo solúvel é assimilado pelas plantas e convertido a fósforo orgânico estrutural, podendo voltar à forma solúvel se a matriz orgânica é oxidada; o estoque e a translocação de fósforo nos tecidos das plantas varia sazonalmente (MITCHELL *et al.*, 1995). As raízes das plantas contêm uma fração significativa de fósforo ativo; porém, a maioria do fósforo assimilado pelas plantas retorna à água por processos de decomposição (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O fosfato pode também ser absorvido nos sedimentos, e neste caso as formas de fósforo precipitadas e insolúveis podem ser redissolvidas com a alteração das condições ambientais; a mineralização do fósforo é muito complexa, porém apresenta as seguintes tendências (MANSOR, 1998):

- Em meio suporte ácido, fósforo pode ser fixado por alumínio ou ferro;
- Em meio suporte alcalino, fósforo pode ser fixado por cálcio ou magnésio;
- Condições redutivas conduzem à solubilização de minerais de ferro e liberam fósforo.

Nos leitos, a maioria do fósforo encontrado na coluna de solo é estrutural, fortemente ligado, na forma orgânica ou inorgânica, este fósforo não está disponível para uso nos ciclos bióticos normais. A quantia de fósforo encontrada

em solução ou adsorvida é um reflexo do potencial redox, que varia dentro do leito (MANSOR, 1998).

As águas residuárias apresentam-se normalmente desbalanceadas em relação aos requerimentos de nutrientes dos ecossistemas aquáticos, que numa proporção molar em relação ao carbono são C:N:P = 106:16:1, ou na proporção de massa são C:N:P = 41:7:1. Na maioria das vezes, o fósforo está presente em excesso, e por ser um elemento nutriente estimula o desenvolvimento da biomassa (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Analiticamente, a quantidade total de fósforo nos leitos de escoamento subsuperficial é igual à soma de fósforo dissolvido e suspenso nas águas residuárias. A sedimentação de fósforo particulado e adsorção de fósforo solúvel são os processos de remoção básicos que ocorrem nos leitos. O desempenho de remoção aí ocorrida é quase que independente da temperatura, porém é dependente do pH e tem um padrão sazonal evidente, por causa da translocação de nutrientes para os rizomas, realizado por algumas espécies de macrófitas (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O fósforo entra nos leitos com o fluxo de alimentação e por deposição atmosférica; sai dos leitos com o fluxo de saída e por liberação gasosa de PH_3 (KADLEC e KNIGHT, 1996). Ele pode se tornar disponível no leito através de ligação química ou difusão da solução.

O acúmulo de biomassa residual e mineral nos mecanismos de estocagem contribui para a remoção de fósforo dos leitos. Além disso, certa quantidade de fósforo pode ser removida com o corte da vegetação dos leitos (MANSOR, 1998).

A composição do meio suporte presente no leito de escoamento subsuperficial é muito importante no que diz respeito à remoção de fósforo por

processos de adsorção. Materiais ricos em ferro, alumínio, carbonato de cálcio e argilas especialmente preparadas podem ser empregadas numa melhora do mecanismo de remoção de fósforo (COOPER, 1993; KADLEC e KNIGHT, 1996).

3.3 EFEITOS DOS METAIS NA SAÚDE E NO MEIO AMBIENTE

Os metais sob a forma dissolvida podem apresentar-se como íons simples ou complexos, quelados organometálicos não ionizados ou complexados. As partículas em suspensão podem ser constituídas de compostos como hidróxidos, óxidos, silicatos, etc. e raramente como metais individuais (TOREM *et. al.*, 2002).

Segundo SILVA (1991) dentre os metais, a literatura define 59 elementos como metais pesados, sendo que deste total, 17 são classificados como altamente tóxicos. Alguns fatores afetam a toxicidade dos metais pesados em relação à vida aquática, como:

- A forma do metal na água;
- A presença de outros metais ou substâncias relativas: como por exemplo, a reação de íons Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} com os íons Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , reduz a toxicidade destes últimos três. Efeito contrário pode ocorrer quando pares de metais, como Ni e Zn, Cd e Zn, Cu e Zn e Cu e Cd, que juntos são mais tóxicos do que sua toxicidade individual cumulativa pode sugerir;
- Fatores ambientais como pH, temperatura, oxigênio dissolvido na água e luminosidade.

A maioria dos organismos vivos só precisa de alguns poucos metais e em doses muito pequenas. Tão pequenas que costumamos chamá-los de micronutrientes, como é o caso do zinco, do magnésio, do cobalto e do ferro (constituente da hemoglobina). Estes metais tornam-se tóxicos e perigosos para a

saúde humana quando ultrapassam determinadas concentrações-limite. Já o chumbo, mercúrio, cádmio, cromo e o arsênio são metais que não existem naturalmente em nenhum organismo. Também não desempenham funções nutricionais ou bioquímicas em microorganismos, plantas ou animais, ou seja, a presença destes metais em organismos vivos é prejudicial em qualquer concentração.

Desde que o homem descobriu a metalurgia, a produção destes metais aumentou e seus efeitos tóxicos geraram problemas, tanto para seres humanos como para o ecossistema, descrevemos a seguir alguns metais e os respectivos efeitos danosos a saúde humana.

3.3.1 Bário

Segundo BRAILE e CAVALVANTI (1993), o bário pode ocorrer naturalmente na água, na forma de carbonatos em algumas fontes minerais. Decorre principalmente das atividades industriais e da extração da bauxita. Não possui efeitos cumulativos, sendo a dose fatal para o homem entre 0,8 e 0,9 mg.L⁻¹. A ingestão de bário pode causar sérios efeitos no coração, constrição dos vasos sanguíneos elevando a pressão arterial e efeitos sobre o sistema nervoso. Os sais de bário são utilizados industrialmente na elaboração de cores, fogos de artifício, fabricação de vidro, inseticidas, etc.

3.3.2 Cádmio

O cádmio é encontrado na natureza quase sempre junto com o zinco, em proporções que variam de 1:100 a 1:1000, na maioria dos minérios e solos. É um

metal que pode ser dissolvido por soluções ácidas e pelo nitrato de amônio. É obtido como subproduto da refinação do zinco e de outros minérios, como chumbo-zinco e cobre-chumbo-zinco. A galvanoplastia, processo eletrolítico que consiste em recobrir um metal com outro, é um dos processos industriais que mais utiliza o cádmio, entre 45 a 60% da quantidade produzida por ano (TREVORS, STRATDON, e GADD, 1986).

A água é outra fonte de contaminação e deve ser considerada não somente pelo seu consumo como água potável, mas também pelo seu uso na fabricação de bebidas e no preparo de alimentos. Sabe-se que a água potável possui baixos teores de cádmio (cerca de 1 mg.L^{-1}), o que é representativo para cada localidade (SALGADO, 1996a).

O cádmio é um elemento de vida biológica longa (10 a 30 anos) e de lenta excreção pelo organismo humano. O rim é o órgão alvo primário nas exposições ao cádmio. Os efeitos tóxicos provocados por ele compreendem principalmente distúrbios gastrointestinais, após a ingestão do agente químico. A inalação de dose elevada produz intoxicações agudas, caracterizadas por pneumonite e edemas pulmonares (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

3.3.3 Chumbo

O chumbo está presente na água devido às descargas de efluentes industriais como, por exemplo, os efluentes das indústrias de acumuladores (baterias), bem como devido ao uso indevido de tintas e tubulações e acessórios à base de chumbo. Constitui veneno cumulativo, provocando um envenenamento crônico denominado saturnismo, causando danos ao sistema nervoso central com conseqüências bastante sérias. Crianças são especialmente vulneráveis aos efeitos do chumbo. Mesmo quantidades relativamente pequenas de chumbo

podem causar rebaixamento permanente da inteligência em crianças, potencialmente resultando em desordens para leitura, distúrbios psicológicos e retardamento mental, outros efeitos em crianças incluem doenças nos rins e artrite (SALGADO, 1996a).

Aos peixes, a dose fatal de chumbo, varia de 0,1 a 0,4 mg.L⁻¹, embora, em condições experimentais, alguns resistam a concentrações de até 10 mg.L⁻¹. A ação sobre os peixes é semelhante à do níquel e do zinco.

Segundo BRAILE e CAVALCANTI (1993), quando se estabelece o limite permissível de chumbo na água é preciso levar em conta a quantidade média proveniente de outras fontes.

3.3.4 Cobre

O cobre ocorre geralmente em concentrações inferiores a 20 mg.L⁻¹. Quando em concentrações elevadas, é prejudicial à saúde e confere sabor às águas. Segundo pesquisas realizadas, é necessária uma concentração de 20 mg.L⁻¹ de cobre ou um teor total de 100 mg.L⁻¹ por dia na água para produzir intoxicações humanas como lesões no fígado. No entanto, concentrações de 5 mg.L⁻¹ tornam a água absolutamente impalatável, devido ao gosto produzido.

O cobre em pequenas quantidades é até benéfico ao organismo humano, catalisando a assimilação do ferro e seu aproveitamento na síntese da hemoglobina do sangue, facilitando a cura de anemias. Para os peixes, muito mais que para o homem, as doses elevadas de cobre são extremamente nocivas. O cobre aplicado em sua forma de sulfato de cobre (CuSO₄.5H₂O), em dosagens de 0,5 mg.L⁻¹ é um poderoso algicida (OGA, 1996).

3.3.5 Cromo

O cromo é largamente empregado nas indústrias, especialmente em galvanoplastias, onde a cromação é um dos revestimentos de peças mais comuns. Entretanto é raramente encontrado nas águas naturais; contudo, pode ocorrer como contaminante das águas sujeitas à poluição de despejos de curtumes, de indústrias de cromatos e de circulação das águas de refrigeração, onde é usado para controle da corrosão.

A forma hexavalente é mais tóxica do que a trivalente. Os compostos de cromo produzem efeitos cutâneos, nasais, bronco-pulmonares, renais, gastrintestinais e carcinogênicos. Os cutâneos são caracterizados por irritação no dorso das mãos e dos dedos, podendo transformar-se em úlceras (OGA, 1996).

3.3.6 Mercúrio

A progressiva utilização do mercúrio para fins industriais e o emprego de compostos mercuriais durante décadas na agricultura resultaram no aumento significativo da contaminação ambiental, especialmente da água e dos alimentos. Uma das razões que contribuem para o agravamento dessa contaminação é a característica singular do ciclo do mercúrio no meio ambiente. A biotransformação por bactérias do mercúrio inorgânico a metilmercúrio é o processo responsável pelos elevados níveis do metal no ambiente (SALGADO, 1996b).

Esse metal demonstra afinidade por tecidos como células da pele, cabelo, glândulas sudoríparas, glândulas salivares, tireóide, trato gastrintestinal, fígado, pulmões, pâncreas, rins, testículos, próstata e cérebro. Dificilmente o mercúrio detectado nas águas está na sua forma mais tóxica, ou seja, como metil mercúrio. Contudo, ao penetrarem na água e depois na cadeia alimentar, são metabolizados

nas suas formas mais tóxicas e com isto, distribuídos aos seres humanos, doses de 3 a 30 gramas são fatais. Apresenta efeito acumulativo e provoca lesões cerebrais (OGA, 1996).

Os efeitos sobre os ecossistemas aquáticos são igualmente sérios, de forma que os padrões de classificação das águas naturais são restritivos com relação a este parâmetro.

3.3.7 Níquel

Segundo SILVA (1991) o níquel é utilizado em galvanoplastias. Estudos recentes demonstram que é carcinogênico. Não existem muitas referências bibliográficas quanto à toxicidade do níquel; todavia, assim como para outros íons metálicos, é possível mencionar que, em soluções diluídas, estes elementos podem precipitar a secreção da mucosa produzida pelas brânquias dos peixes, que morrem por asfixia. Por outro lado, o níquel complexado (níquelcianeto) é tóxico quando em baixos valores de pH. Concentrações de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ desse complexo são tóxicas aos organismos de água doce.

3.3.8 Zinco

Para OGA (1996) a maior parte dos efeitos tóxicos do zinco relaciona-se à sua combinação com outros metais pesados e contaminação durante os processos de extração e concentração de zinco. As cinzas do metal nunca são completamente puras, podendo estar misturadas a outros metais como cádmio e mercúrio. A presença de zinco é comum nas águas naturais. Em concentrações acima de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$, confere sabor à água e uma certa opalescência as águas alcalinas. Os efeitos tóxicos do zinco sobre os peixes são conhecidos, assim como sobre as algas. A ação desse íon metálico sobre o sistema respiratório dos peixes

é semelhante à do níquel, anteriormente citada. As experiências com outros organismos aquáticos são escassas. Entretanto, é preciso ressaltar que o zinco em quantidades adequadas é um elemento essencial e benéfico para o metabolismo humano, sendo que a atividade da insulina e diversos compostos enzimáticos dependem da sua presença (SALGADO, 1996b).

3.3.9 Padrões de Lançamento de Efluentes

A resolução do CONAMA nº 375, de 17/03/2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e fornece diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e os padrões de lançamento de efluentes, conforme mostra a tabela 3.6.

Tabela 3.6 - Padrões de lançamento de efluente estabelecidos pela resolução CONAMA nº 375.

PARÂMETROS INORGÂNICOS	VMP ⁽¹⁾ mg.L ⁻¹
Arsênio total	0,5
Bário total	5,0
Boro total	5,0
Cádmio total	0,2
Chumbo total	0,5
Cianeto total	0,2
Cobre dissolvido	1,0
Cromo total	0,5
Estanho total	4,0
Ferro dissolvido	15,0
Fluoreto total	10,0
Manganês dissolvido	1,0
Mercurio total	0,01
Níquel total	2,0
Nitrogênio amoniacal	20,0
Prata total	0,10
Selênio total	0,30
Sulfeto	1,0
Zinco total	5,0

⁽¹⁾Valor Máximo Permitido. (fonte: CONAMA nº 375)

Os metais podem inviabilizar os sistemas públicos de água, uma vez que as estações de tratamento convencionais não os removem eficientemente e os tratamentos especiais necessários são muito caros.

3.4 FLUORESCÊNCIA DE RAIOS X

3.4.1 Fundamentos da Fluorescência de Raios X

A fluorescência de raios X é uma técnica de emissão atômica fundamentada no efeito fotoelétrico. O átomo submetido a um processo de irradiação por indução de partículas e/ou por uma fonte de raios X (tubo de raios X), ejeta um elétron de uma camada eletrônica interna, conforme ilustrado na figura 3.10a. Para a estabilização da forma excitada resultante do processo, os elétrons das camadas eletrônicas mais externas, saltam para as lacunas geradas, liberando a diferença de energia existente entre os dois níveis de energia envolvidos, conforme mostra a figura 3.10b.

Como este processo envolve níveis de energia que são característicos de cada elemento, a radiação emitida para cada transição é também característica. Desta maneira, a energia de radiação emitida pode ser diretamente empregada para a identificação do elemento em questão. Como a intensidade da radiação emitida é uma função da concentração do elemento, a técnica também fornece informações quantitativas (SKOOG, HOLLER e NIEMAN, 2002).

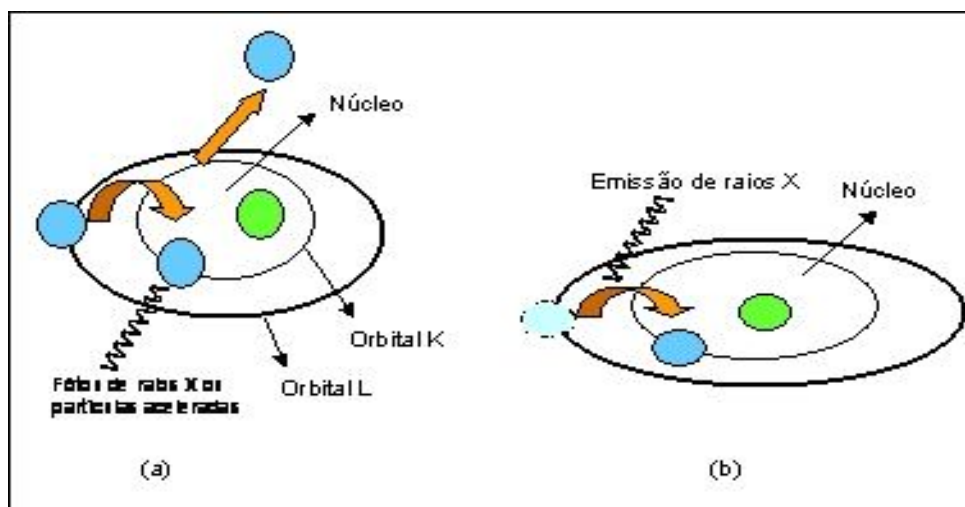


Figura 3.10 - Representação dos fundamentos da Fluorescência de Raios X. (a) efeito fotoelétrico; (b) emissão proveniente das transições eletrônicas.

Uma representação esquemática dos níveis de energia atômicos, das transições possíveis e das respectivas denominações é apresentada na figura 3.11.

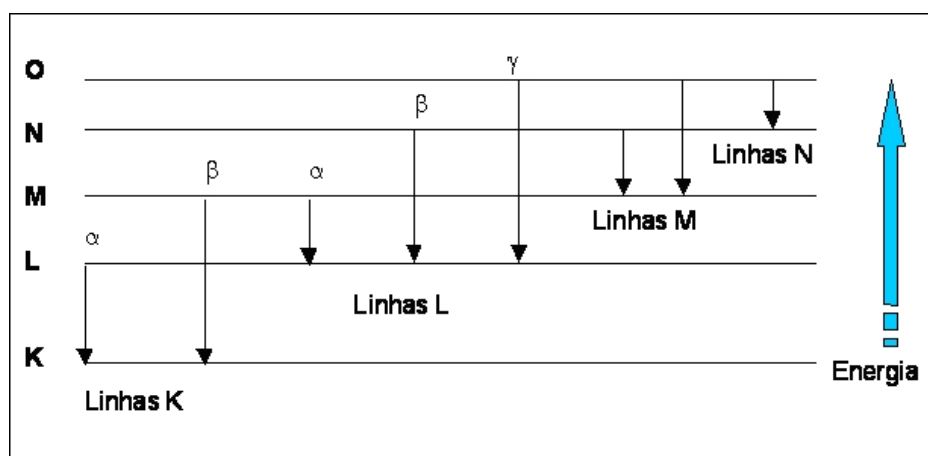


Figura 3.11 - Diagrama das transições eletrônicas e suas respectivas denominações.

A técnica de XRF apresenta uma ampla variedade de espectrômetros, que diferem pelo modo de excitação ou pela configuração do equipamento.

A fluorescência de raios X está entre os métodos analíticos mais usados na identificação qualitativa dos elementos com número atômico, maior que oxigênio ($Z > 8$). Sendo freqüentemente empregada na análise elementar semiquantitativa ou quantitativa.

A técnica de raios X tem sido aplicada de forma crescente na determinação de poluentes em amostras ambientais como ar, água e solo, um exemplo de sua aplicação é a utilizado na determinação de metais em águas residuárias e efluentes industriais por SIMABUCO e NASCIMENTO FILHO (1994a).

A fluorescência de raios X oferece um número expressivo de vantagens. Os espectros são relativamente simples; assim a interferência entre as linhas espectrais é bastante reduzida. Geralmente, o método de raios X é não destrutivo e podem ser usados na análise de obras raras, espécies arqueológicas, jóias, moedas e outros objetos de valor, sem, contudo danificar ou mesmo destruir a amostra. Além disso, podem ser realizadas análises em amostras que variam desde uma mancha pouco visível até um objeto volumoso. Outra vantagem na análise multielementar é a elevada freqüência analítica. Finalmente, a precisão e a exatidão dos métodos de fluorescência de raios X freqüentemente se igualam ou são melhores que a de outros métodos (JENKIN, GOULD e GEDCKE, 2000).

Para elementos leves, os métodos de fluorescência de raios X não são tão sensíveis como os métodos espectroscópicos. As dificuldades nas medidas e detecção tornam-se progressivamente maiores quando os números atômicos diminuem, em parte devido a um processo chamado emissão Auger, que reduz a intensidade da fluorescência de raios X (JENKIN, GOULD e GEDCKE, 2000).

3.4.2 Fundamento da Fluorescência de Raios X por Reflexão Total

Quando um feixe de radiação monoenergética passa de um meio (ar ou vácuo) e atinge uma superfície plana de um dado material, pode ocorrer a refração, adentrando pelo material, ou a reflexão, sendo refletido pela sua superfície, em um ângulo emergência igual ao de incidência. A ocorrência de um ou outro processo dependerá da energia da radiação incidente, da densidade eletrônica do material e do ângulo de incidência da radiação. Desta forma, há um ângulo, denominado ângulo crítico ϕ_{crit} , dado pela lei de Snell (AIGINGER, 1991; PRANGE e SCHWENKE, 1992), em que a radiação não é refratada e nem refletida, permanecendo no plano da interface. Este ângulo crítico pode ser calculado através da equação 3.6.

$$\Phi_{crit} = \frac{99,1}{E} \cdot \sqrt{\frac{\rho \cdot Z}{A}} \quad (3.6)$$

Onde:

Φ_{crit} - ângulo critico (minutos),

E - energia de radiação incidente (keV),

ρ - densidade do material (g.cm^{-3}),

Z - número de elétrons em um átomo ou molécula,

A - átomo-grama (molécula-grama) do material (g.mol^{-1}).

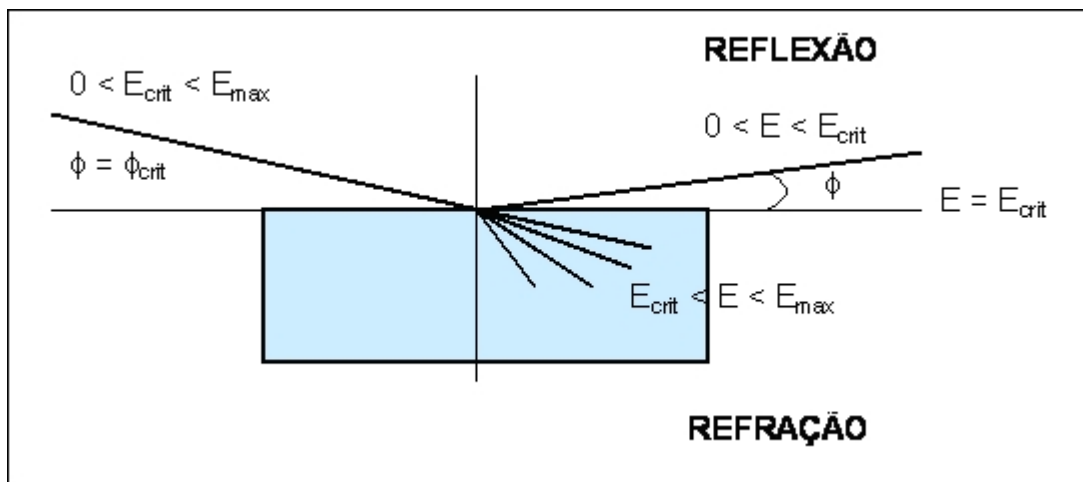


Figura 3.12 - Representação esquemática da refração e reflexão de um feixe de radiação policromático, incidindo sobre um material, a um ângulo ϕ qualquer (NASCIMENTO FILHO, 1999).

Se um feixe policromático, contendo radiações desde zero até um valor máximo E_{\max} , incidir sobre um material com um ângulo igual ao crítico (ϕ_{crit}), os raios X de energia E_{crit} , terá o sentido da interface, enquanto que as radiações de energia entre zero até este valor crítico sofrerão reflexão, e as de energia entre o valor crítico e o valor máximo sofrerá a refração como pode ser visualizado através da figura 3.12.

Quando uma alíquota da ordem de alguns microlitros de uma solução bastante diluída (água de chuva, por exemplo), for pipetada sobre um suporte de quartzo e depois seca, de modo a formar uma mancha (“spot”) de 5 mm de diâmetro e uma espessura da ordem de nanômetros, e se sobre ela for incidido um feixe de raios X Mo- K_{α} de 17,44 keV, em um ângulo de incidência há 5,5 minutos, o feixe incidente será totalmente refletido, não adentrando no suporte e, portanto não sofrerá espalhamento pelos efeitos Rayleigh ou Compton (PARREIRA, 2000).

Devido a esta reflexão, a ausência de espalhamento pelo suporte, os picos de espalhamento incoerente e coerente serão bastante reduzidos no espectro de pulsos produzidos pelo detector, mesmo quando colocado o mais próximo possível da amostra (distância entre o suporte e a janela de Be do detector é da ordem de 5 mm). Nestas condições geométricas de excitação/detecção tem-se então a denominada fluorescência de raios X por reflexão total (TXRF), que é uma variante da fluorescência de raios X por dispersão de energia. A TXRF é aplicada principalmente na análise de elementos (traços na faixa de nanogramas ou ppb), e utiliza um feixe com um ângulo de incidência menor que $0,1^\circ$ (THURSTON e LIOY, 1987), conforme visualizado na figura 3.13.

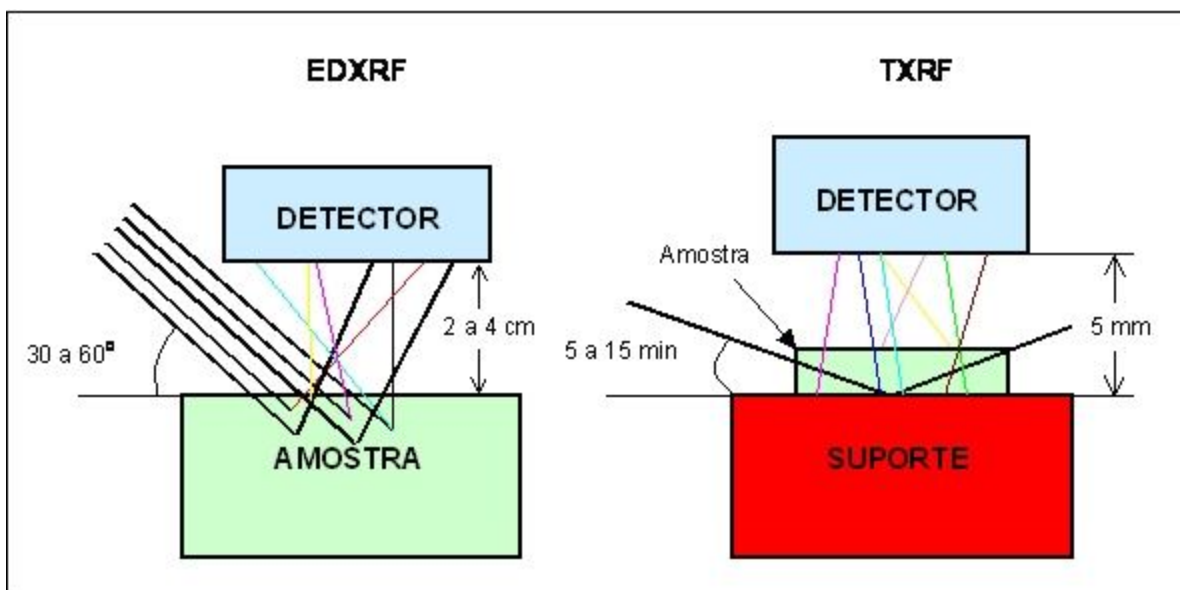


Figura 3.13 - Geometria de excitação/detecção da EDXRF e TXRF, com linhas contínuas (pretas) representando os raios X incidentes e espalhados, e as tracejadas (coloridas), os raios X característicos (NASCIMENTO FILHO, 1999).

Resumidamente, pode-se afirmar que na TXRF o feixe incidente não interage com o suporte, mas atravessa todo o filme fino formado pela deposição da amostra, tanto no sentido da incidência como na emergência, e com isto há grande probabilidade de excitar os átomos que compõem a amostra.

Nota-se que na EDXRF convencional, a amostra geralmente é espessa e o ângulo de incidência é da ordem de 45° , e neste caso, o feixe incidente é refratado, ocorrendo então os espalhamentos Rayleigh e Compton na amostra. Além disso, essas radiações espalhadas podem interagir com o detector, ocasionando outro efeito Compton e conseqüentemente contribuindo para o aumento da região do *continuum* sob os picos característicos.

A dificuldade na quantificação de elementos na faixa de nanogramas é a obtenção de um sinal que possa ser claramente distinguido do *background*. WOBRAUSCHEK e AIGINGER (1975) abordaram este problema utilizando um método para reduzir o *background*, ou seja, aplicaram a reflexão total dos raios X em uma superfície polida de um refletor óptico e estudaram uma geometria especial de detecção.

3.4.3 Análise Quantitativa por Fluorescência de Raios X por Reflexão Total (TXRF)

Para se utilizar a técnica de TXRF uma alíquota de 1 a 100 μL da amostra líquida *in natura* ou digerida é colocada no centro de um suporte de quartzo ou germânio e seca. O filme fino obtido, com massa entre 10 pg a 10 μg , cobrindo um círculo com aproximadamente 5 mm de diâmetro, está pronto para ser analisado por TXRF.

Segundo SIMABUCO *et. al.* (1996) pode ser utilizado para a pré-concentração da amostra um agente quelante, não específico, denominado ditiocarbamato de pirrolidina de amônia (APDC) este agente quelante forma complexos insolúveis com a maioria dos trinta elementos de transição.

Para SIMABUCO e NASCIMENTO FILHO (1994b), quando a amostra contiver elementos voláteis, como Hg e As estes devem ser convertidos em forma química mais estável pela adição de uma pequena quantidade de solução de um agente quelante, como por exemplo, ditiocarbamato de pirrolidina de amônia (APDC), colocada na superfície do suporte da amostra antes da evaporação do solvente.

Portanto, devido à diminuta espessura da amostra e alta energia dos raios X normalmente utilizados na excitação, não há a ocorrência do efeito de absorção e reforço na TXRF, e conseqüentemente, a correção para o efeito matriz não é necessária. Desse modo, a análise quantitativa é baseada na relação entre a intensidade fluorescente da linha característica e a concentração do elemento de interesse expressa pela equação 3.7.

$$I_i = S_i \cdot C_i \quad (3.7)$$

Onde:

I_i – intensidade líquida dos raios X da linha característica K ou L do elemento i de interesse (cps),

S_i – sensibilidade elementar do sistema para o elemento i (cps.mL.μg⁻¹),

C_i – concentração na solução pipetada no suporte (μg.mL⁻¹).

Na TXRF a sensibilidade do sistema pode ser realizada para vários elementos em uma única medida, utilizando-se uma solução padrão multielementar, contendo elementos de concentração conhecida e, emissores de raios X de energias não muito próximas, evitando-se a sobreposição de picos.

Além disso, na TXRF é possível adicionar um padrão interno à amostra e neste caso tem-se a vantagem de corrigir as instabilidades do sistema, como flutuações no gerador de raios X, emissão de raios X pelo ânodo, detecção dos raios X, e erros operacionais, como pipetagem, posicionamento das amostras, etc.

Os elementos a serem utilizados como padrões internos devem ser aqueles que não estejam presentes nas amostras, e assim os elementos Ge e Ga têm sido utilizados para amostras de águas, e o Co e Y para outros tipos de amostras. Utilizando a equação 3.8, podemos fazer a razão entre a intensidade do elemento i e o padrão interno p .

$$\frac{I_i}{I_p} = \frac{S_i \cdot C_i}{S_p \cdot C_p} \quad (3.8)$$

Rearranjando esta equação temos:

$$\frac{I_i}{I_p} \cdot C_p = \frac{S_i}{S_p} \cdot C_i \quad (3.9)$$

Fazendo:

$$R_i = \frac{I_i}{I_p} \cdot C_p \quad (3.10)$$

e

$$S_{Ri} = \frac{S_i}{S_p} \quad (3.11)$$

Substituindo as equações 3.10 e 3.11 na 3.19 tem-se:

$$R_i = S_{Ri} \cdot C_i \quad (3.12)$$

Podemos então calcular a concentração do elemento de interesse, utilizando a equação 3.13, apresentada a seguir.

$$C_i = \frac{I_i \cdot C_p}{I_p \cdot S_{Ri}} \quad (3.13)$$

Onde:

I_p – intensidade do padrão interno p na amostra (cps),

S_{Ri} – sensibilidade relativa (adimensional),

C_p – concentração do padrão *interno p* na amostra ($\mu\text{g.mL}^{-1}$).

De maneira análoga, as mesmas equações podem ser utilizadas para os elementos da linha L e M, onde logicamente as sensibilidades elementares terão outros valores (KREGSMER, 1991).

A técnica de TXRF tem sido aplicada na análise de diferentes substâncias como água, sangue, ar, tecido vegetal e animal entre outros, podendo ser aplicado em materiais sólidos como solos, sedimentos, filtros de ar, material particulado etc., devendo, a amostra ser antecedida de digestão química e diluição apropriada (KOOPMANN e PRANGE, 1991).

O suporte da amostra deve ter algumas características, para assegurar que ocorra a condição de reflexão total:

- A superfície deve ser densa e uniforme.
- O material deve ser quimicamente inerte e livre de impurezas.
- Nenhum pico fluorescente do material do suporte deve ocorrer na escala de energia considerada.
- O material deve ser resistente à transferência de energia através da interface, sob condições de operação.

A utilização da TXRF para análise de elementos traços não só compete com outros métodos analíticos, como também oferece novas possibilidades de solucionar problemas analíticos intrínsecos (PRANGE, 1989).

Foi observado por KLOCKENKÄMPER *et al.*, (1992), que a vantagem de utilização desta técnica, é em relação à geometria de excitação e detecção, o tipo de preparo da amostra e a análise quantitativa, podendo ser utilizada para a análise de elementos traços em trabalhos de rotina de laboratório.

3.4.4 Limite de Detecção

Em um espectro de pulsos de raios X, pode-se observar uma linha aproximadamente contínua, sob os picos característicos, resultado das interações das radiações espalhadas pela amostra.

Desta forma, em cada pico no espectro de pulsos há uma área devida em parte à intensidade dos raios X característicos (intensidade fluorescente) de um elemento *i* e em parte ao *continuum* ou *background* (BG) naquela região *i* (HOPKE, 1991) .

O limite de detecção LD_i (cps) para cada elemento i está diretamente relacionado com a intensidade do background (BG_i) (cps) sob o pico desse elemento de acordo com a equação 3.14 (CURRIE, 1968).

$$LD_i = 3 \cdot \sqrt{I_{i(BG)}} \quad (3.14)$$

Este mesmo limite expresso em unidades de concentração (mg.L^{-1}) é dado pela equação 3.15.

$$LD_i = 3 \cdot \sqrt{\frac{I_{i(BG)}}{t} \cdot \frac{C_p}{I_p \cdot S_{Ri}}} \quad (3.15)$$

Onde: t = tempo de contagem (s).

De modo geral, os limites de detecção para a técnica de TXRF são bem menores que aqueles da fluorescência convencional EDXRF devido principalmente a três fatores a serem destacados.

- Baixa intensidade do continuum, devido à reduzida transferência de energia ao suporte da amostra em relação as EDXRF,
- O fluxo da radiação primária disponível para a excitação da amostra, devido ao feixe refletido, é mais efetivo do que na XRF e
- A distância entre a amostra (filme fino) e o detector de Si é menor que na EDXRF, aumentando, portanto a eficiência de detecção dos raios X característicos.

Os limites de detecção obtidos por TXRF são, em geral, melhores do que 20 pg para mais de 60 elementos. Por exemplo, 2 pg para Ni e 10 pg para Cd. Em soluções aquosas, 20 ng.L^{-1} e 100 ng.L^{-1} para Ni e Cd, respectivamente.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 LOCAL DO EXPERIMENTO

Para a presente pesquisa foi utilizado um sistema piloto de Leito Cultivado localizado no campo experimental da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) da UNICAMP. A FEAGRI está localizada na Cidade Universitária Zeferino Vaz, distrito de Barão Geraldo na cidade de Campinas, SP. A referida faculdade dispõe de um campo experimental de 10 hectares e de laboratórios de máquinas e implementos agrícolas, de matérias-primas e armazenagem, de secagem de produtos agrícolas, de hidráulica e irrigação, de solos, de geoprocessamento, de termodinâmica e energia, de saneamento rural entre outros, sendo que estas instalações, os prédios com salas de aula e o da administração ocupam uma área construída de 10.000 m².

4.2 USO DA ÁGUA

A FEAGRI como toda a UNICAMP, é servida pela água da Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A (SANASA) e também por poços artesianos localizados na Universidade, utilizando esta água para o abastecimento dos laboratórios, dos prédios da área administrativa e das salas de aula. A água utilizada para a irrigação das culturas no campo experimental provém de um reservatório superficial localizado na própria Faculdade e que é abastecido, por bombeamento, por outro localizado nas proximidades do Parque Ecológico da UNICAMP.

4.3 SISTEMA DE TRATAMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA

A FEAGRI até 1998 destinava sua água residuária à rede coletora local sem nenhum tipo de tratamento, hoje possui cinco sistemas “*in loco*” de tratamento sendo: um preliminar (desarenador), cinco tratamentos primários (reatores anaeróbios) e secundários (filtro anaeróbio, LCFV e LCFSS) e um de reúso agrícola (cultura de milho). Hoje são tratados nestes sistemas aproximadamente $25 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ de efluente bruto originados na FEAGRI e também na unidade de Genética que está a montante desta Faculdade.

Esta água residuária é composta de dejetos domésticos e sanitários, provenientes de vários laboratórios e das águas de lavagem da oficina mecânica da Faculdade de Engenharia Agrícola onde são realizadas as manutenções de máquinas e a usinagem de peças.

Para a presente pesquisa foi utilizado um sistema de tratamento de águas residuárias constituída por uma caixa de passagem, um Tanque Séptico

Modificado (TSM) como tratamento primário e pós-tratamento realizado por seis LCFSS sistema piloto projetado e avaliado por VALENTIM (1999) conforme apresentado na figura 4.1.

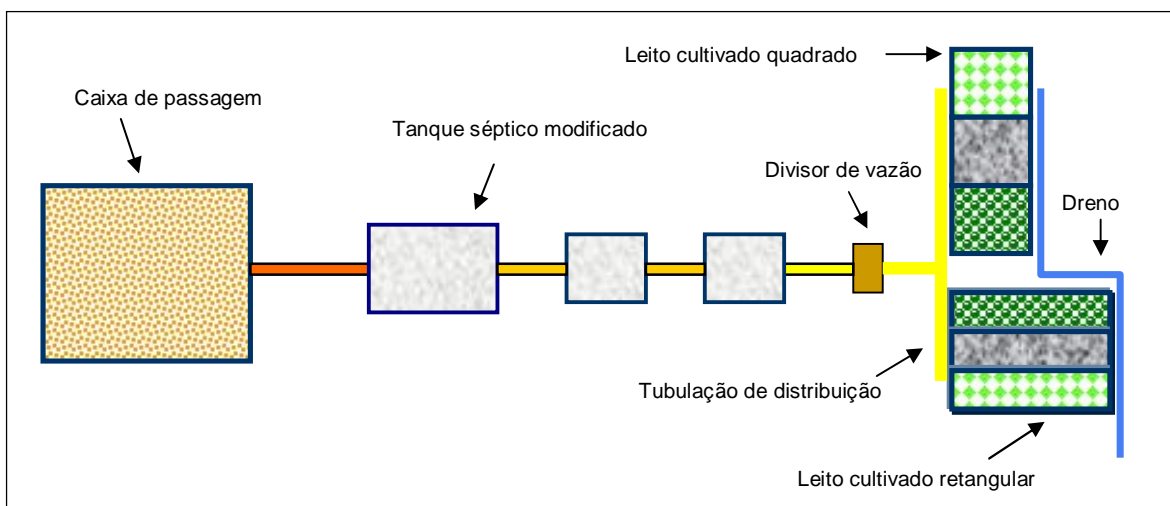


Figura 4.1 - Desenho esquemático do sistema de tratamento da água residuária da FEAGRI.

4.3.1 Tanque Séptico Modificado

A água residuária bruta chegava ao tanque séptico modificado através de uma derivação da caixa de passagem (figura 4.2) que funcionava como um *bypass*.

O projeto do tanque séptico segundo VALENTIM (1999) foi baseado na NBR-7229/ABNT (1993), conforme indicação para três câmaras em série (figura 4.3), sendo utilizado o conceito do reator anaeróbio compartimentado com a entrada do efluente junto ao fundo dos três compartimentos do tanque séptico para que houvesse um maior contato entre a biomassa a ser formada e o afluente, procurando obter uma maior eficiência na remoção da carga poluidora com um

menor tempo de detenção e conseqüentemente o aumento da população servida por este tratamento.



Figura 4.2 - Caixa de passagem.



Figura 4.3 - Tanque séptico modificado.

4.3.2 Divisor de Vazão

A água residuária proveniente do tanque séptico chegava a um divisor de vazão composto de uma caixa de cimento amianto de 50 L e um registro de gaveta de 25 mm de onde saíram dois tubos de PVC de 25 mm para cada conjunto de leitos (figura 4.4).

Do divisor de vazão saía uma tubulação de distribuição para cada LC, na tubulação de distribuição foi instalada uma torneira em cada um dos seis LC, a qual tinha a finalidade de direcionar a água residuária no LC e manter a vazão de saída aproximadamente igual para cada leito. O ajuste da vazão de entrada foi realizado também através das referidas torneiras, onde a vazão era regulada para o tempo de detenção hidráulico a ser avaliado, utilizando-se de um cronômetro e uma proveta graduada.



Figura 4.4 - Divisor de vazão do leito cultivado.

4.3.3 Sistema de Leito Cultivado

O projeto do sistema piloto de Leito Cultivado foi elaborado por VALENTIM (1999) baseado nos critérios de WOOD e McATAMNEY (1996) para sistemas de fluxo subsuperficial. Os cálculos dos parâmetros de projeto, apresentados na tabela 4.1, foram baseados nas dimensões adotadas para cada leito, na determinação da porosidade da brita utilizada (~50%).

O sistema piloto de LC (figura 4.5) foi composto por três leitos quadrados (2 x 2 m) e três leitos retangulares (reatores “plug-flow”) (4 x 1 m) acima da superfície do solo, em alvenaria de blocos de cimento (40 x 20 cm), com base em concreto armado, pilares de 0,6 m de altura a cada 1 m e cinta de amarração na última fiada de bloco, além de revestimento interno com argamassa e impermeabilizante. Cada leito continha um dreno de tubo de PVC de 50 mm, com furos de 10 mm de diâmetro espaçados de 10 cm em 10 cm, localizados na parte superior e nas laterais do tubo, e que permite acúmulo de líquido no interior dos leitos, não os drenando totalmente.

Tabela 4.1 - Especificações dos LCFSS construídos na FEAGRI/UNICAMP.

Item	Retangular	Quadrado
Área Superficial (m ²)	4,0 (4 m x 1 m)	4,0 (2 m x 2 m)
Volume útil (m ³) calculado	1,2	1,2
Declividade do leito (%)	1	1
Profundidade do Leito (m)	0,7	0,7
Altura da coluna d'água (m)	Variável até 0,6 m	Variável até 0,6 m
Razão Largura:Comprimento	4:1	1:1
Brita (#, diâmetro equivalente e porosidade)	#2, 55 a 90 mm, 50%	#2, 55 a 90 mm, 50%



Figura 4.5 - Sistema de leito cultivado instalado na FEAGRI-UNICAMP.

Quatro dos seis leitos foram cultivados no sistema de monocultivo com macrófitas das espécies *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*, onde foram plantadas 10 mudas e 10 touceiras, respectivamente (figura 4.5), a 20 cm de profundidade (total de 40 mudas e touceiras). Os outros dois leitos permaneceram somente com material suporte (brita nº 2). Para que a altura da lâmina d'água dentro de cada Leito Cultivado fosse regulada para várias alturas, os leitos possuem um dispositivo com deslocamento angular de 180° em relação ao eixo y, de onde saem mangueiras de 25 mm que desviam o fluxo para o sistema de drenagem e deste para a rede coletora (figura 4.6 e 4.7).



Figura 4.6 - Leito cultivado retangular com as macrofitas em estágio inicial.



Figura 4.7 - Sistema de drenagem do leito cultivado.

Para fins de controle, as macrófitas *Typha sp.* e *Eleocharis sp.* foram cultivadas em uma caixa de cimento amianto de 50 L sendo suprida com água natural.

4.4 PLANO DE AMOSTRAGEM

No presente trabalho foram coletadas amostras das folhas das macrófitas *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*, do meio suporte e das águas residuárias (afluente e efluente) dos seis leitos, conforme mostra a tabela 4.2, enquanto que o número de amostras coletadas e analisadas estão apresentadas na tabela 4.3.

Tabela 4.2 - Locais de amostragem no Leito Cultivado.

Coleta	Quadrado	Retangular
Afluente e Efluente	LCQE - LCQT - LCQC	LCRE LCRT LCRC
Macrófita	LCQE - LCQT	LCRE LCRT
Meio Suporte	LCQE - LCQT - LQC	LCRE LCRT LCRC

LCQE – Leito Cultivado Quadrado com *Eleocharis sp.*
 LCQT – Leito Cultivado Quadrado com *Typha sp* (Taboa)
 LCQC – Leito Cultivado Quadrado Controle (sem cultura)
 LCRE – Leito Cultivado Retangular com *Eleocharis sp.*
 LCRT – Leito Cultivado Retangular com *Typha sp* (Taboa)
 LCRC – Leito Cultivado Retangular Controle (sem cultura)

Tabela 4.3 - Número total de amostras coletadas.

Amostra	Número de coletas	Tempo de coleta	TDH	Profundidade da coleta	Amostras coletadas
Entrada	6	5 ⁽¹⁾	4 ⁽²⁾	-	120
Saída	6	5	4	-	120
Meio Suporte	6	5	4	3	360
Planta	4	5	4	-	80
Número total de amostras coletadas					680
Número de repetições					3
Número total de amostras para análise					2040

⁽¹⁾ Período de coletas de dados em semanas

⁽²⁾ Número de TDH utilizado no estudo

Para o presente trabalho foram utilizados os dados descritos na tabela 4.4 obtidos da equação 4.1, os mesmos trabalhados por VALENTIM (2003) respeitando assim a capacidade do sistema e para uma posterior comparação. Desta forma no trabalho foram utilizados quatro TDH, para cada um foram realizadas coletas por um período de cinco semanas.

$$TDH = \frac{A_{LC} \cdot Z_{LC} \cdot P_{Brita}}{Q_{LC}} \quad (4.1)$$

Onde:

TDH - tempo de detenção hidráulico (dias)

A_{LC} - área do Leito Cultivado (m^2)

Q_{LC} - vazão na entrada do Leito Cultivado ($m^3 \cdot dia^{-1}$)

Z_{LC} - profundidade do Leito Cultivado (m)

P_{Brita} - porosidade da brita (adimensional).

Tabela 4.4 - Parâmetros utilizados para análise.

Vazão	Tempo de detenção hidráulico
600 L. dia^{-1}	2 dias
400 L. dia^{-1}	3 dias
300 L. dia^{-1}	4 dias
200 L. dia^{-1}	6 dias

4.5 ÁGUAS RESIDUÁRIAS

4.5.1 Coleta das amostras de águas residuárias

No sistema piloto de LCFSS, as águas residuárias foram coletadas nos pontos do afluente e efluente das seis unidades do leito cultivados, semanalmente durante 5 semanas para cada TDH, logo após era realizada a mudança do TDH

do LC o qual permanecia em funcionamento por duas semanas para a estabilização antes de se iniciar uma nova coleta de dados.

A coleta foi realizada através de um frasco de polietileno com capacidade para armazenar um volume de 500 mL, o suficiente para preparar três repetições e para uma nova análise se necessário. As amostras coletadas foram conservadas a 4°C, conforme indicado no *Standard Methods* (APHA, AWWA e WPCP, 1995).

4.5.2 Preparo das amostras de águas residuárias

Para realizar a análise por TXRF, as amostras de águas residuárias coletadas foram filtradas em filtros de éster de celulose com diâmetro de 47 mm e porosidade de 0,40 µm. Em seguida foi tomado 1 mL em um microtubo tipo Eppendorf onde foram adicionados 100 µL de uma solução padrão (102,5 µg.mL⁻¹), contendo o elemento gálio (Ga) utilizado como padrão interno. Uma pequena alíquota de 5 µL da amostra foi pipetada sobre uma placa de lucite (Perspex) e seca com lâmpada infravermelha (SIMABUCO e MATSUMOTO, 2000; SCHMIKTT, 1987).

4.6 MACRÓFITAS

4.6.1 Coleta das amostras das macrófitas

Para a análise da cultura (macrófita) utilizada no LC em estudo, foram obtidas amostras das plantas de *Typha sp* (Taboa) e *Eleocharis sp.*, através do corte das mesmas. Sendo coletadas amostras das macrófitas por um período de 20 semanas correspondente aos quatro TDH utilizados neste trabalho.

4.6.2 Preparo das amostras das folhas das macrófitas

A metodologia a ser adotada para o preparo das amostras das macrófitas foi o descrito por ANGELUCCI (1981). As folhas das plantas *Eleocharis sp.* e *Typha sp* foram lavadas com água corrente para eliminar a poeira, e em seguida lavadas com água destilada. As amostras lavadas foram colocadas em estufa à 80 °C por 36 horas. Em seguida a matéria seca foi submetida a um processo de digestão em meio ácido, o qual trata-se de um processo simples e rápido, de destruição da matéria orgânica, sem volatilização dos contaminantes.

Após a secagem das amostras de plantas pesou-se 0,50 g (500 mg) as quais foram acrescentados 6 mL de ácido nítrico (HNO_3) concentrado em um tubo de ensaio de 75 mL. Os tubos foram levados ao bloco digestor permanecendo por 40 minutos a uma temperatura de 130°C, até a volatilização do ácido nítrico. Durante a digestão, gotas de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) foram adicionadas, até a solução exalar uma fumaça branca e tornar-se aproximadamente incolor. Logo após os tubos foram retirados e resfriados a temperatura ambiente.

Atingido este estágio o volume digerido foi completado a 10 mL com água destilada e deionizada (VIEIRA, 2002; MOREIRA, *et al.*, 2005). Após a obtenção dos extratos o procedimento utilizado na preparação das amostras para a análise por SR-TXRF foi o mesmo utilizado na preparação das amostras de água residuária (item 4.5.2).

4.7 MEIO SUPORTE

4.7.1 Coleta das amostras de meio suporte

O meio suporte utilizado no Leito Cultivado foi a brita # 2. Foram coletadas amostras em três diferentes profundidades do perfil do meio suporte: 10,

30 e 50 cm. As amostras coletadas foram depositadas em um frasco de polietileno e conservadas a 4°C.

4.7.2 Preparo das amostras de meio suporte

Para a extração dos elementos contidos no meio suporte, pesou-se 50 g da brita e em seguida foi acrescentado 20 mL de ácido nítrico (HNO_3) concentrado em um béquer de 150 mL. Em seguida o béquer foi colocado no bloco digestor permanecendo por 50 minutos a uma temperatura de 250°C até que o ácido nítrico fosse volatilizado. Logo após os bequeres foram retirados e resfriados a temperatura ambiente. Após o resfriamento o volume digerido foi completado a 20 mL com água destilada. A partir do extrato obtido a preparação para análise por SR-TXRF foi idêntica a empregada na preparação das amostras de água residuária (item 4.5.2).

4.8 ANÁLISE QUANTITATIVA POR SR-TXRF

4.8.1 Luz Síncrotron

O anel de armazenamento de elétrons é uma máquina com princípio de funcionamento similar ao dos síncrotron. O anel de armazenamento de elétrons, além dos ímãs dipolares (ou dipolos), tem ímãs quadrupolares e sextupolares para focalizar e reduzir aberrações do feixe eletrônico. Devido aos princípios similares de funcionamento, o acelerador principal da fonte de luz síncrotron constituído no LNLS foi denominado de anel de armazenamento de elétrons ou síncrotron. Em

alguns casos, usa-se o termo acelerador circular. São apresentadas a seguir, as principais características do anel de armazenamento:

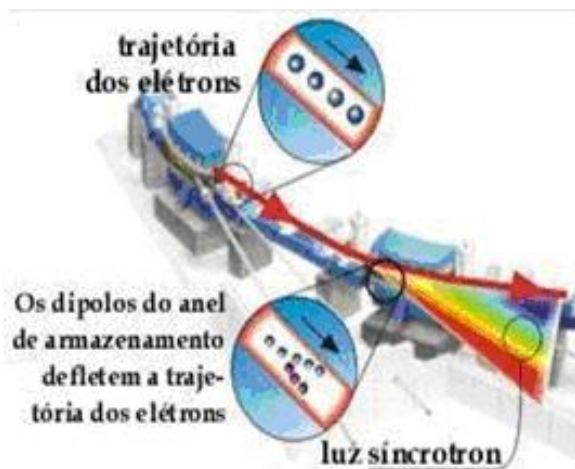
- Energia do elétron no anel de armazenamento: 1,37 GeV (corrente em torno de 100 mA).
- Campo magnético do dipolo D09B: 1,65 T.
- Anel de armazenamento de elétrons: 93,2 m de perímetro e 30 m de diâmetro.
- Acelerador linear de elétrons: 18 m
- Energia crítica do fóton: 2,08 keV.
- Frequência de revolução dos elétrons no anel de armazenamento: 3,2 MHz.
- Fluxo de fótons, a 8 keV, em uma área de 20 mm²: $4,2 \times 10^9$ fótons.s⁻¹.
- Feixe policromático (branco) ou seleção de energia entre 3 e 14 keV, utilizando cristal monocromador de silício (III).
- Alto grau de polarização do feixe.
- Detectores semicondutores, de Si(Li), com resolução de 165 eV à 5,9 keV e de Ge (HP), com resolução de 150 eV à 5,9 keV.
- Posicionamento da amostra utilizando um sistema semi-automático, com movimento tridimensional PEREZ (1999); LNLS (2000).

Uma vista do anel de armazenamento de elétrons do LNLS e o esquema da emissão de luz síncrotron num dipolo do anel são mostrados na figura 4.8.

O anel de armazenamento de elétrons existente no LNLS tem capacidade para 24 linhas de luz. Desde março de 2003, os cientistas têm à disposição onze linhas de luz e uma em construção como mostra a figura 4.9.



(a)



(b)

Figura 4.8 - a) Vista geral do anel de armazenamento de elétrons do LNLS; (b) Emissão de luz síncrotron devido à aceleração dos elétrons num dipolo do anel de armazenamento, que altera a sua trajetória (LNLS, 2000).

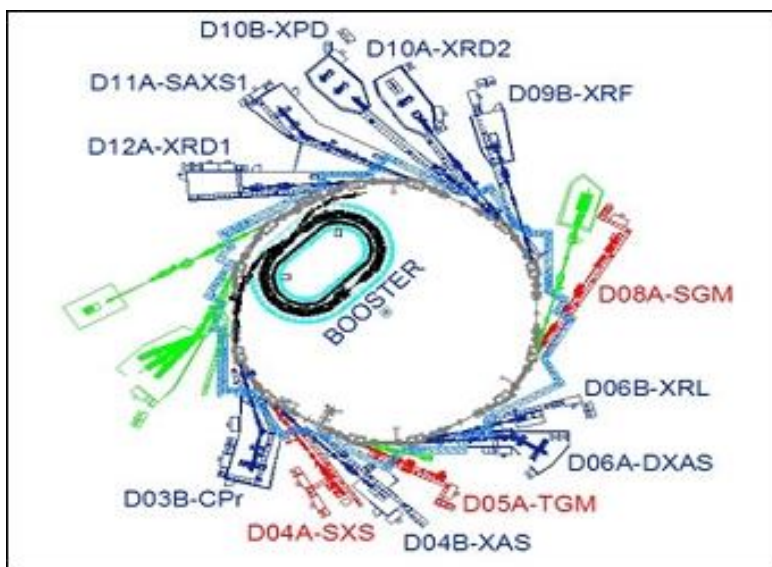


Figura 4.9 - Mapa das linhas de Luz. Operacionais em raios X (azul); Operacionais em ultravioleta e raios X moles (vermelho) e Novas linhas previstas (verde).

4.8.2 Instrumentação

A análise das amostras obtidas, foram realizadas na Linha de Fluorescência de Raios X (D09B – XRF) do Laboratório Nacional de Luz Síncrotron (LNLS), localizado em Campinas (SP).

Na excitação das amostras foi utilizada a geometria de reflexão total e um feixe policromático de radiação síncrotron. A detecção dos raios X característicos foi realizada por um detector semicondutor de Ge hiperpuro com resolução de 150 eV à 5,9 keV, com janela de Berílio de 8 μm de espessura, uma área ativa de 30 mm^2 , acoplado a um módulo amplificador e placa analisadora multicanal, inserida em um microcomputador da linha IBM PC.

4.8.3 Arranjo experimental da SR-TXRF

O arranjo experimental da linha D09B-XRF do Laboratório Nacional de Luz Síncrotron permite a rotação e a translação da amostra de forma a obter a condição para a reflexão total do feixe incidente sobre a amostra que está alocada numa placa retangular de lucite (Perspex) fixada no porta-amostra, permitindo a medida dos elementos contidos na amostra.

Os porta amostras utilizados neste trabalho foram os de Perspex (Lucite) em formato retangular (30 mm x 20 mm) e 3 mm de espessura, os quais foram utilizados uma única vez e descartados. O lucite contém somente H, C e O e dificilmente são contaminados por outros elementos.

A figura 4.8 mostra uma amostra depositada no suporte e acondicionada em Placas de Petri para armazenagem.

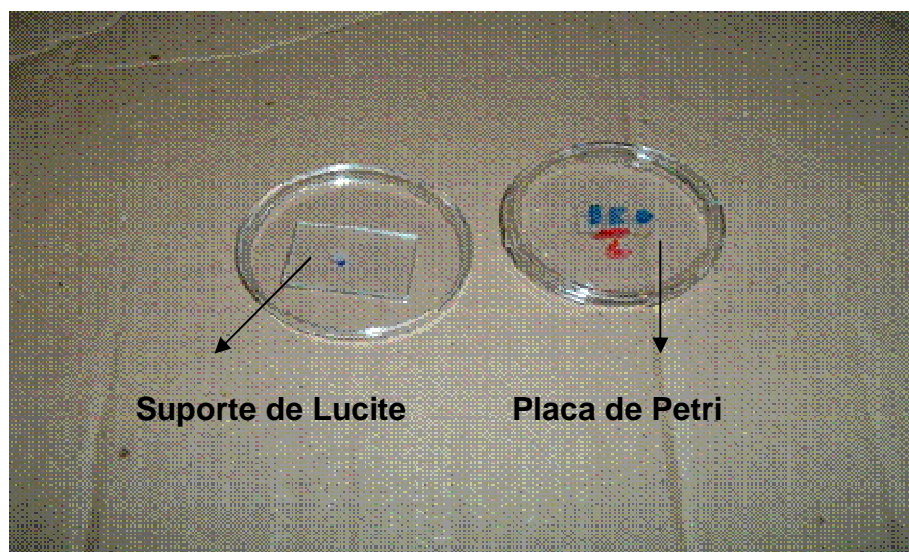


Figura 4.10 - Suporte de lucite utilizado para armazenagem das amostras.

A Figura 4.11 mostra em detalhe a amostra depositada sobre o refletor e o detector com o colimador.

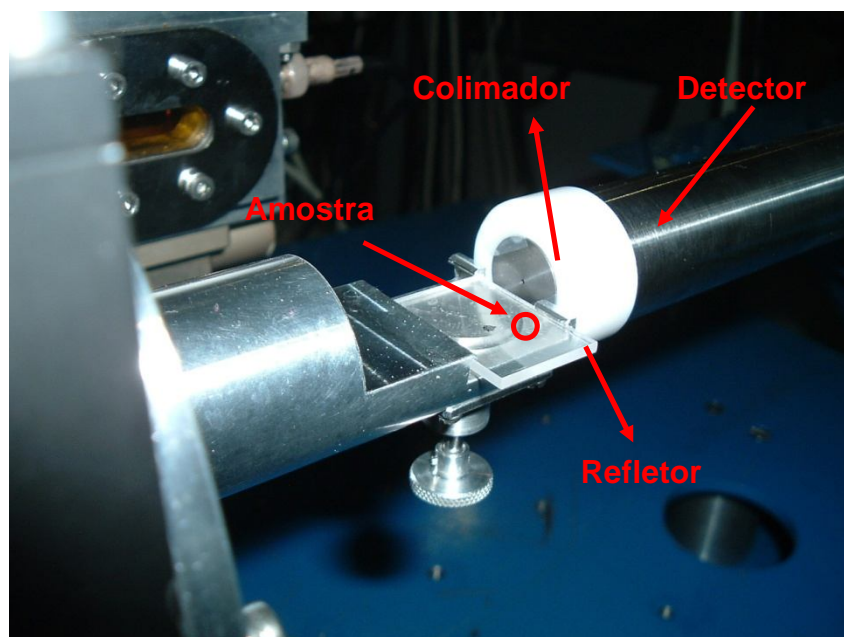


Figura 4.11 - Arranjo experimental da SR-TXRF.

O tempo de contagem para as amostras e padrões foi de 100 s

4.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Foi utilizada a metodologia estatística paramétrica, para a análise dos dados obtidos no experimento, sendo o método de Diagrama de Blocos Casualizados (DBC) escolhido. A tabela 4.5 apresenta os fatores e os níveis utilizados para a avaliação.

Tabela 4.5 - Fatores e níveis adotados para a análise estatística.

Fator	Nível
Tempo de Detenção Hidráulico (TDH)	04 níveis (2, 3, 4, e 6 dias)
Planta Cultivada (Planta)	02 níveis (<i>Eleocharis sp.</i> , <i>Typha sp.</i>)
Forma do Leito (Forma)	02 níveis (Quadrada e Retangular)

A análise estatística foi realizada a partir das concentrações dos elementos presentes nas amostras de água residuária (afluente e efluente), nas macrófitas e no perfil do meio suporte. Para o processamento dos dados e a análise estatística foi utilizado o software Excel 2003.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CALIBRAÇÃO DO SISTEMA DE SR-TXRF

Para a análise quantitativa através da técnica de Fluorescência de Raios X por Reflexão Total com Radiação Síncrotron (SR-TXRF) foi calculada a sensibilidade relativa do sistema.

5.1.1 Sensibilidade Relativa do Sistema

Para calcular as sensibilidades relativas foram utilizadas dez solução-padrão contendo elementos conhecidos e em diferentes concentrações, acrescidos do elemento gálio (Ga) utilizado como padrão interno. As tabelas 5.1 e 5.2 apresentam os valores das concentrações dos elementos e do padrão interno em cada solução padrão, para a determinação da sensibilidade relativa para os elementos das séries K e L, respectivamente.

Para a obtenção da intensidade fluorescente, foi empregado o programa computacional AXIL (*Analysis of X-ray spectra by Iterative Least squares fitting*). Este programa faz parte do pacote QXAS (*Quantitative X-ray Analysis System*), desenvolvido pelo IAEA (*International Atomic Energy Agency*) BERNASCONI e TAJANI (1995 e 1996).

Tabela 5.1 - Concentração dos elementos (mg.L⁻¹) nas soluções padrão, para a determinação da sensibilidade relativa da série K.

Número Atômico (Z)	Elemento	Soluções Padrão				
		1K	2K	3K	4K	5K
13	Al	120,36	180,55	216,65	232,96	240,73
14	Si	121,82	182,73	219,27	235,78	243,64
19	K	6,10	9,15	10,99	14,77	18,31
20	Ca	6,12	9,18	11,02	14,81	18,36
22	Ti	6,03	9,05	10,85	14,59	18,09
24	Cr	6,03	9,05	10,85	14,59	18,09
26	Fe	6,05	9,07	10,89	14,63	18,15
28	Ni	6,06	9,09	10,91	14,66	18,18
30	Zn	6,03	9,05	10,85	14,59	18,09
31	Ga	9,32	9,32	9,32	9,32	9,32
34	Se	5,94	8,91	10,69	14,37	17,82
38	Sr	6,09	9,14	10,96	14,74	18,27
42	Mo	6,06	9,09	10,91	14,66	18,18

Tabela 5.2 - Concentração dos elementos (mg.L⁻¹) nas soluções padrão, para a determinação da sensibilidade relativa da série L.

Número Atômico (Z)	Elemento	Soluções Padrão				
		1L	2L	3L	4L	5L
31	Ga	9,32	9,32	9,32	9,32	9,32
42	Mo	17,15	32,47	46,22	58,65	69,93
56	Ba	5,77	10,93	15,56	19,75	23,54
62	Sm	5,72	10,82	15,41	19,55	23,31
71	Lu	5,72	10,82	15,41	19,55	23,31
78	Pt	5,55	10,50	14,95	18,96	22,61
81	Tl	5,72	10,82	15,41	19,55	23,31
82	Pb	5,77	10,93	15,56	19,75	23,54

Tabela 5.3 - Sensibilidade experimental para os elementos da série K.

Número Atômico (Z)	Elemento	Sensibilidade experimental (S _{Ri})
13	Al	0,00161
14	Si	0,00325
19	K	0,06259
20	Ca	0,12213
22	Ti	0,20844
24	Cr	0,49382
26	Fe	0,62317
28	Ni	0,75271
30	Zn	0,81760
34	Se	0,72076
38	Sr	0,40280
42	Mo	0,06509

Após a determinação dos valores experimentais da sensibilidade relativa para os elementos contidos na solução padrão das séries K e L (tabelas 5.3 e 5.4) foi realizado o ajuste da curva que relaciona a sensibilidade relativa com o número atômico do elemento. As equações obtidas para as séries K e L, com os respectivos coeficientes de determinação são apresentadas nas figuras 5.1 e 5.2 respectivamente.

Tabela 5.4 - Sensibilidade experimental para os elementos da série L.

Número Atômico (Z)	Elemento	Sensibilidade experimental (S_{Ri})
42	Mo	0,0042
56	Ba	0,0865
62	Sm	0,1510
71	Lu	0,3660
78	Pt	0,2527
81	Tl	0,1095
82	Pb	0,1000

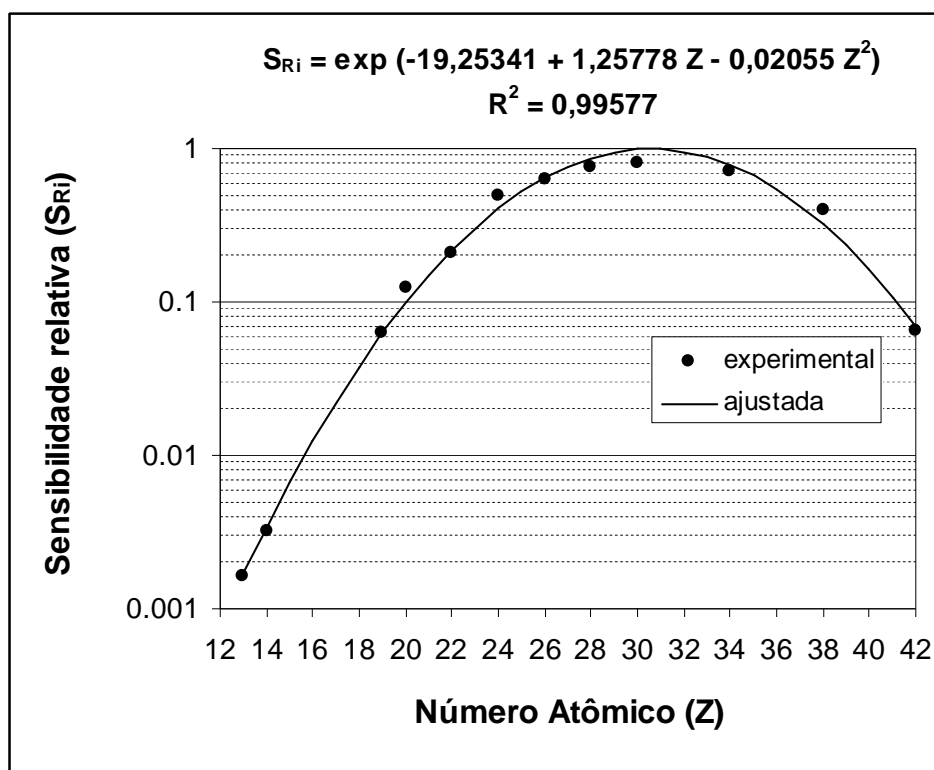


Figura 5.1 - Curva da sensibilidade relativa (S_{Ri}) para a série K por SR-TXRF.

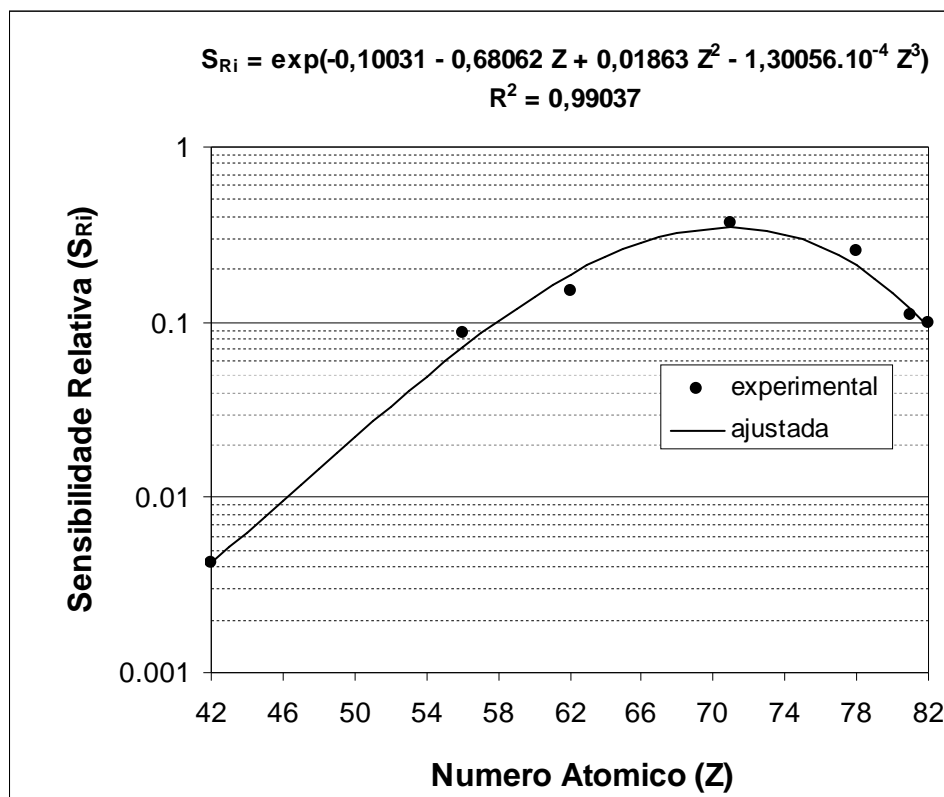


Figura 5.2 - Curva da sensibilidade relativa (S_{Ri}) para a série L por SR-TXRF.

5.2 LIMITE MÍNIMO DE DETECÇÃO

O limite mínimo de detecção (LMD) foi calculado para cada um dos diferentes matérias, ou seja, para as amostras de folhas de *Eleocharis* e *Typha*, para as águas residuárias (afluente e efluente) e para o meio suporte. Após os ajustes dos espectros foram obtidas as intensidades do *background* para cada amostra, e utilizando a equação 3.15 obtiveram-se os limites de detecção para um tempo de contagem de 100 s sendo os valores obtidos apresentados na tabela 5.5. Para os elementos da série L apenas o metal Pb foi detectado nas amostras conforme mostra a tabela 5.6.

Tabela 5.5 - Limites mínimos de detecção experimentais para os elementos da série K nas amostras de água residuária, nas folhas das macrófitas e no meio suporte.

Número Atômico (Z)	Elemento	Água Residuária ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Macrófitas (mg.kg^{-1})	Meio Suporte (mg.kg^{-1})
13	Al	18,253	4,194	0,296
14	Si	8,932	2,003	0,140
15	P	4,871	1,068	0,075
16	S	2,804	0,587	0,043
17	Cl	1,643	0,336	0,025
19	K	0,598	0,125	0,010
20	Ca	0,376	0,079	0,006
22	Ti	0,164	0,035	0,003
24	Cr	0,094	0,022	0,002
25	Mn	0,076	0,018	0,002
26	Fe	0,063	0,015	0,001
27	Co	0,056	0,014	0,001
28	Ni	0,071	0,016	0,002
29	Cu	0,068	0,017	0,001
30	Zn	0,072	0,019	0,001
33	As	0,098	0,027	0,002
34	Se	0,111	0,030	0,002
35	Br	0,131	0,034	0,002
37	Rb	0,200	0,044	0,003
38	Sr	0,260	0,054	0,004

Tabela 5.6 - Limites mínimos de detecção para o elemento Pb nas amostras de água residuária, nas folhas das macrófitas e no meio suporte.

Número Atômico (Z)	Elemento	Água Residuária ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Macrófitas (mg.kg^{-1})	Meio Suporte (mg.kg^{-1})
82	Pb	0,642	0,237	0,011

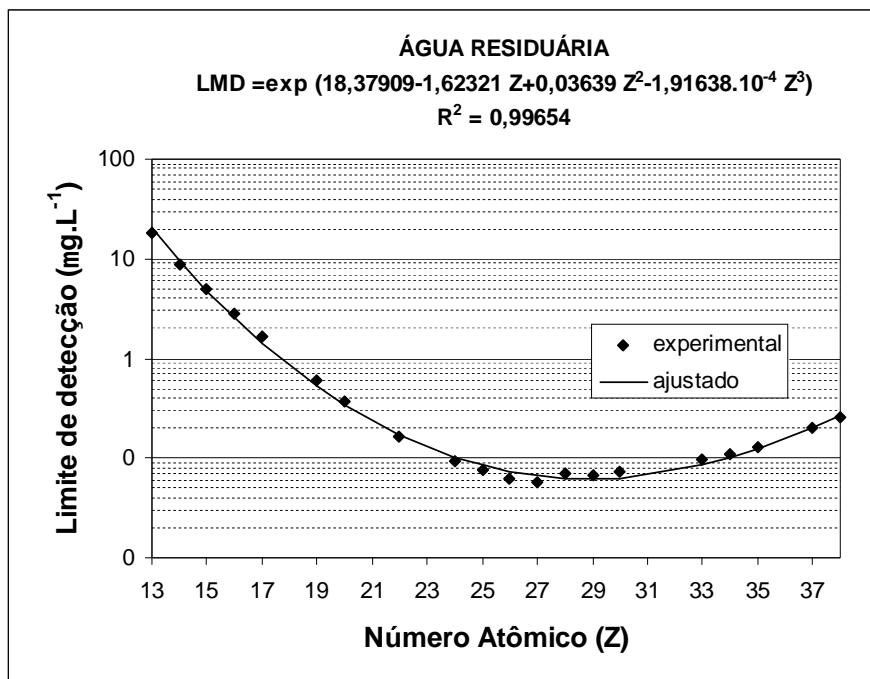


Figura 5.3 - Limite mínimo de detecção para os elementos da série K contidos nas amostras de água residuária por SR-TXRF.

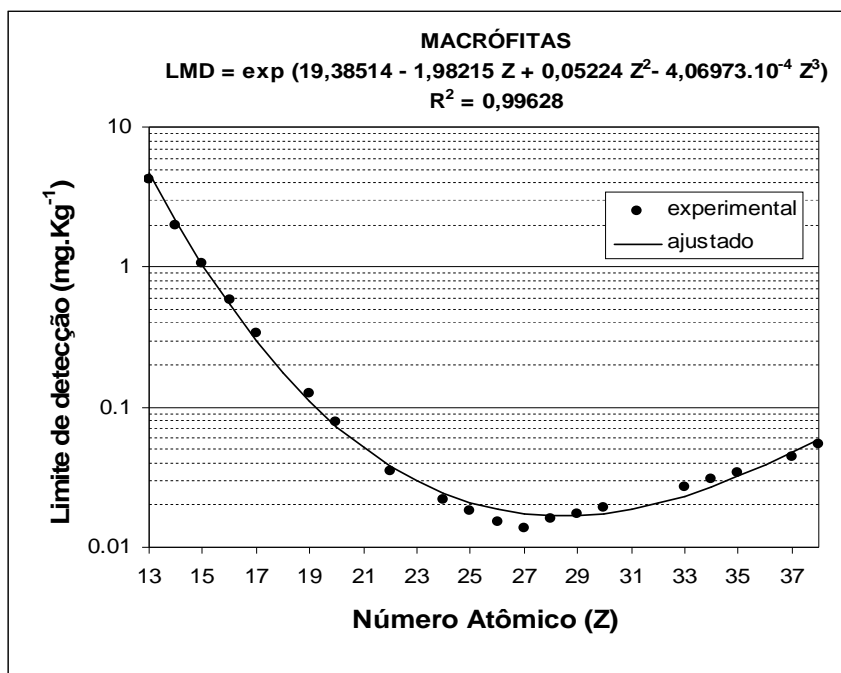


Figura 5.4 - Limite mínimo de detecção para os elementos da série K contidos nas amostras das folhas das macrófitas por SR-TXRF.

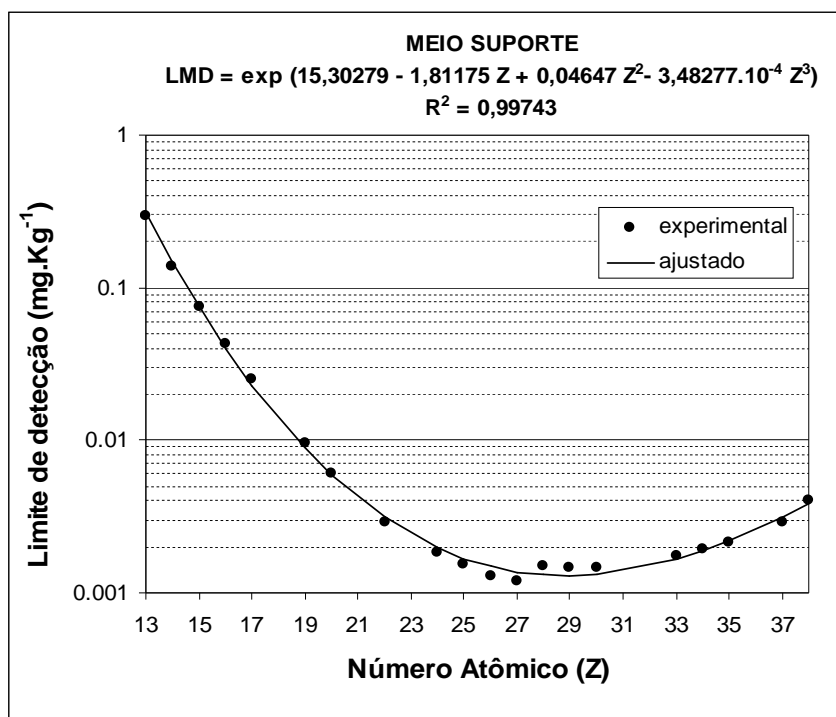


Figura 5.5 - Limite mínimo de detecção para os elementos da série K contidos nas amostras do meio suporte por SR-TXRF.

5.3 VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA

Para verificar o ajuste da curva de calibração para as linhas K e L, foram analisados dois padrões certificados e os valores medidos comparados aos valores certificados. A tabela 5.7 apresenta o material fornecido pelo *National Institute of Standards and Technology* (NIST) que continha elementos-traço em água natural (*Trace Elements in Natural Water – SRM 1640*). O intervalo de confiança foi calculado a partir de quinze leituras realizadas em todas as amostras de referência com um nível de confiança de 95%.

Tabela 5.7 - Comparação dos valores medidos e certificados da amostra de referência “*Trace Elements in Natural Water*” (NIST/SRM 1640).

Elemento	Valor Medido ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	Valor Certificado ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)
K	825,24 \pm 7,18	903,64 \pm 24,00
Ca*	6,34 \pm 0,03*	6,40 \pm 0,08*
V	11,78 \pm 2,07	11,81 \pm 0,33
Cr	36,17 \pm 0,85	35,09 \pm 0,91
Mn	99,66 \pm 5,63	110,45 \pm 1,00
Co	16,41 \pm 0,74	18,44 \pm 0,28
Ni	22,89 \pm 1,5	24,91 \pm 0,73
Cu	68,93 \pm 1,68	77,45 \pm 1,09
Zn	49,85 \pm 0,96	48,36 \pm 0,91
Rb	21,11 \pm 0,88	19,96 \pm 0,20
Sr	102,72 \pm 5,51	112,91 \pm 0,64

* em mg.kg^{-1}

A tabela 5.8 apresenta os valores médios e os certificados obtidos de uma amostra de referência que continha elementos poluentes em água potável (*Drinking Water Pollutants*) fornecido pela Aldrich.

Tabela 5.8 - Comparação dos valores medidos e certificados da amostra de referência *Drinking Water Pollutants*.

Elemento	Valor Medido (mg.L^{-1})	Valor Certificado (mg.L^{-1})
Cr	9,21 \pm 0,18	9,09 \pm 0,45
As	8,46 \pm 0,17	9,09 \pm ,45
Se	4,26 \pm 0,07	4,54 \pm ,23
Cd	4,74 \pm 0,64	4,54 \pm 0,23
Ba	83,23 \pm 0,76	90,91 \pm 4,55
Pb	9,77 \pm 1,01	9,09 \pm 0,45

n=15 (quinze leituras) $\alpha=0,05$ (95% confiança)

5.4 ANÁLISE DO LEITO CULTIVADO QUADRADO

O sistema de leito cultivado quadrado foi composto por três unidades, denominadas de leito cultivado com *Eleocharis* quadrado (LCEQ), leito cultivado com *Typha* quadrado (LCTQ) e leito cultivado Controle quadrado (LCCQ). Para cada unidade foram analisadas amostras do afluente, macrófitas (*Eleocharis* e *Typha*), meio suporte e efluente. Os resultados obtidos, para cada unidade descrita acima são apresentados e discutidos nos itens a seguir.

5.4.1 Leito Cultivado com *Eleocharis* Quadrado (LCEQ)

5.4.1.1 Estudo da eficiência de remoção pelas folhas da macrófita *Eleocharis sp* no leito cultivado quadrado

Foram analisadas amostras das folhas da macrófita *Eleocharis sp.* do leito cultivado de geometria quadrada por um período de 20 semanas. O sistema foi operado com vazões de 600 L.dia⁻¹ (TDH 2 dias), 400 L.dia⁻¹ (TDH 3 dias), 300 L.dia⁻¹ (TDH 4 dias) e 200 L.dia⁻¹ (TDH 6 dias), sendo utilizadas cinco semanas de ensaio para cada TDH. Amostras da macrófita *Eleocharis sp* e do meio suporte do leito cultivado foram também coletadas e analisadas.

Em seguida a eficiência de remoção dos metais pelas folhas da macrófita *Eleocharis* foi calculada pela seguinte expressão:

$$E_f = \frac{C_{folha}}{(C_{folha} + C_{mst})} \cdot 100 \quad (5.1)$$

Onde:

E_f = eficiência de remoção da folha (%)

C_{folha} = concentração do metal nas folhas da macrófita (mg.kg⁻¹)

C_{mst} = concentração total do metal no meio suporte (mg.kg⁻¹)

A tabela 5.9 apresenta os valores da eficiência de remoção para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas de *Eleocharis sp* no leito cultivado quadrado, nas 20 semanas estudadas.

Tabela 5.9 - Eficiência de remoção (%) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas de *Eleocharis sp.* no leito cultivado quadrado.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	1	82,7	96,7	95,2	62,7	94,6	39,5
	2	75,3	95,4	88,6	57,0	90,2	20,8
	3	68,3	85,5	90,1	56,2	76,4	27,0
	4	84,9	82,3	88,9	61,0	86,3	16,3
	5	72,7	90,6	84,5	56,6	91,3	27,5
3	1	71,7	90,9	92,4	84,4	85,4	37,1
	2	83,3	82,2	75,9	83,8	79,0	46,3
	3	59,5	92,7	87,8	24,7	90,4	18,7
	4	23,1	78,3	82,7	66,3	86,2	5,3
	5	17,4	90,2	92,3	51,9	94,1	--
4	1	80,8	93,8	94,8	57,0	94,6	--
	2	92,6	94,0	91,6	59,4	93,1	48,5
	3	92,0	92,3	84,5	64,3	88,9	58,2
	4	65,9	94,3	93,8	39,7	94,5	34,3
	5	98,1	98,2	94,7	83,7	95,0	71,9
6	1	76,2	97,8	95,7	66,6	95,9	55,6
	2	88,8	96,3	90,0	45,7	96,8	36,5
	3	41,3	95,0	94,0	62,0	98,5	--
	4	42,9	76,4	88,4	40,3	96,2	--
	5	38,3	71,4	90,7	42,4	95,3	19,3

A figura 5.6 representa a média das eficiências de remoção para as cinco semanas de estudo com diferentes tempos de detenção hidráulica, verifica-se que os elementos Cr, Mn, Fe e Pb a eficiência de remoção foi maior quando o sistema foi operado com TDH de 4 dias, enquanto que para Zn o TDH de 6 dias apresentou uma melhor desempenho. Nota-se que com o aumento do TDH a *Eleocharis* apresentou maior eficiência de retenção para os micronutrientes analisados, com exceção do Cu, para o qual a maior eficiência foi observada para o TDH de 3 dias.

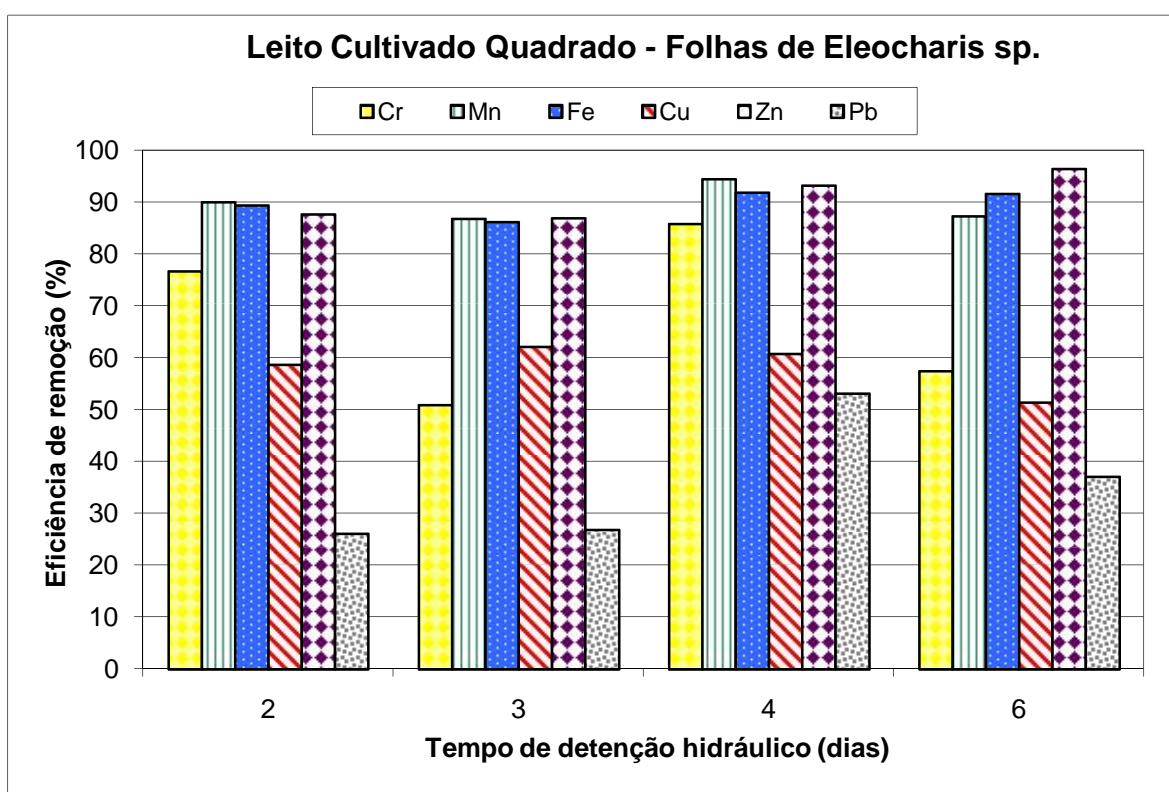


Figura 5.6 - Eficiência de remoção média para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas da macrófita *Eleocharis* sp no leito cultivado quadrado com diferentes tempos de detenção hidráulica.

Na análise estatística empregando o teste de Tuckey as letras iguais indicam que não há diferença significativa ao nível de 5%, e letras diferentes para

indicar que existe diferença significativa. Quando usamos duas letras, por exemplo AB, isto indica que estatisticamente dois tratamentos são iguais.

Pela análise estatística realizada através do teste de Tukey, verificou-se uma diferença significativa ao nível de 5% na eficiência média de remoção para o Zn pela macrófita *Eleocharis* quando o LC com *Eleocharis* quadrado foi operado com os TDH de 3 (B) e 6 (A) dias. Quanto aos TDH de 2 (AB) e 4 (AB) dias não há diferença significativa entre eles. Para os outros elementos não houve diferença significativa na eficiência média de remoção, conforme mostra a tabela 5.10.

Os dados informam que para a *Eleocharis* no leito de geometria quadrada a necessidade nutricional de alguns elementos como o Mn e Fe foram constantes durante o período estudado, enquanto que no caso dos metais tóxicos como, Cr e Pb, a macrófita após atingir a fase adulta aumentou a absorção destes elementos.

Tabela 5.10 - Análise estatística da remoção de metais pela *Eleocharis* no leito cultivado quadrado com diferentes TDH.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	76,8 A	51,0 A	85,9 A	57,5 A	36,5
Manganês	90,1 A	86,9 A	94,5 A	87,4 A	14,0
Ferro	89,5 A	86,2 A	91,9 A	91,7 A	8,7
Cobre	58,7 A	62,2 A	60,8 A	51,4 A	29,0
Zinco	87,8 AB	87,0 B	93,2 AB	96,5 A	8,6
Chumbo	26,2 A	26,9 A	53,2 A	37,1 A	38,5

5.4.1.2 Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado quadrado com *Eleocharis sp.*

Foram analisadas amostras do meio suporte do leito cultivado quadrado com *Eleocharis sp.* As amostras do meio suporte foram coletadas em diferentes

profundidades (10, 30 e 50 cm). Após a determinação da concentração (tabela anexo A1), a eficiência de remoção foi calculada empregando a equação 5.2.

$$E_{ms} = \frac{C_{ms}}{(C_{folha} + C_{mst})} \cdot 100 \quad (5.2)$$

Onde:

E_{ms} = eficiência de remoção pelo meio suporte (%)

C_{ms} = concentração do metal no meio suporte na profundidade (i) (mg.kg^{-1}).

Sendo os valores médios de eficiência de remoção do meio suporte do leito cultivado com *Eleocharis* quadrado para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas profundidades (10, 30 e 50 cm) e diferentes tempos de detenção hidráulicos apresentados nas figuras 5.7 a 5.12.

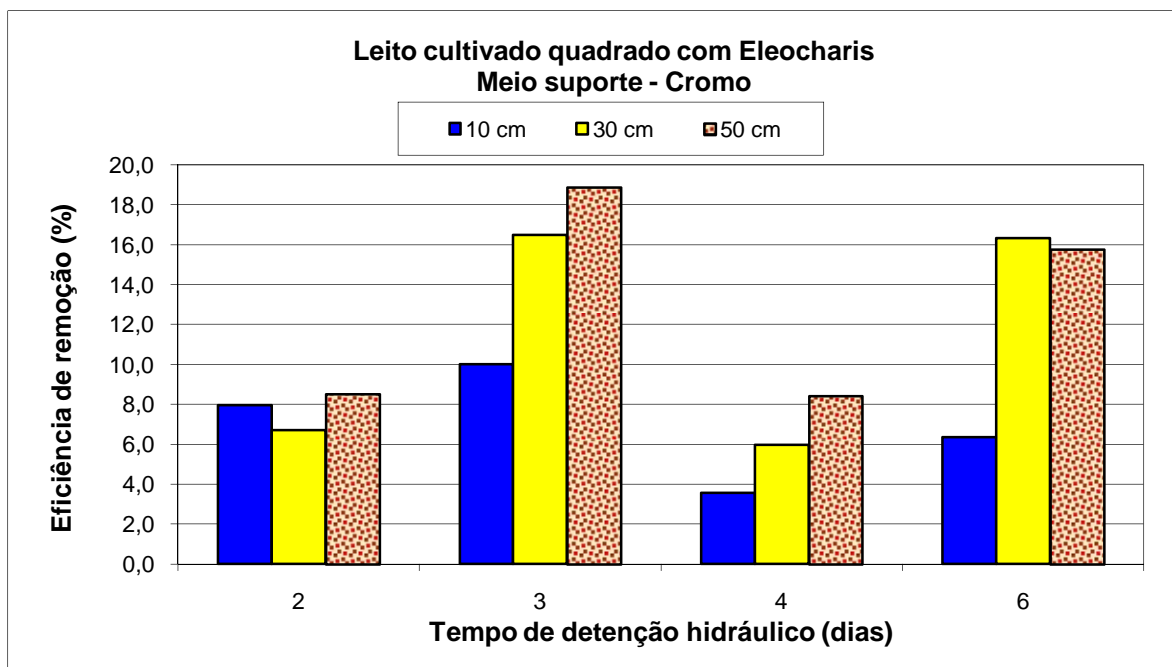


Figura 5.7 - Eficiência média de remoção do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Eleocharis* sp.

Para o Cr o valor mais alto da eficiência de remoção foi observado para a profundidade de 50 cm e TDH de 3 dias, seguido da profundidade de 30 cm. Por outro lado os valores mais baixos de eficiência foram observados para o TDH de 4 dias e as profundidades de 10 e 30 cm (figura 5.7).

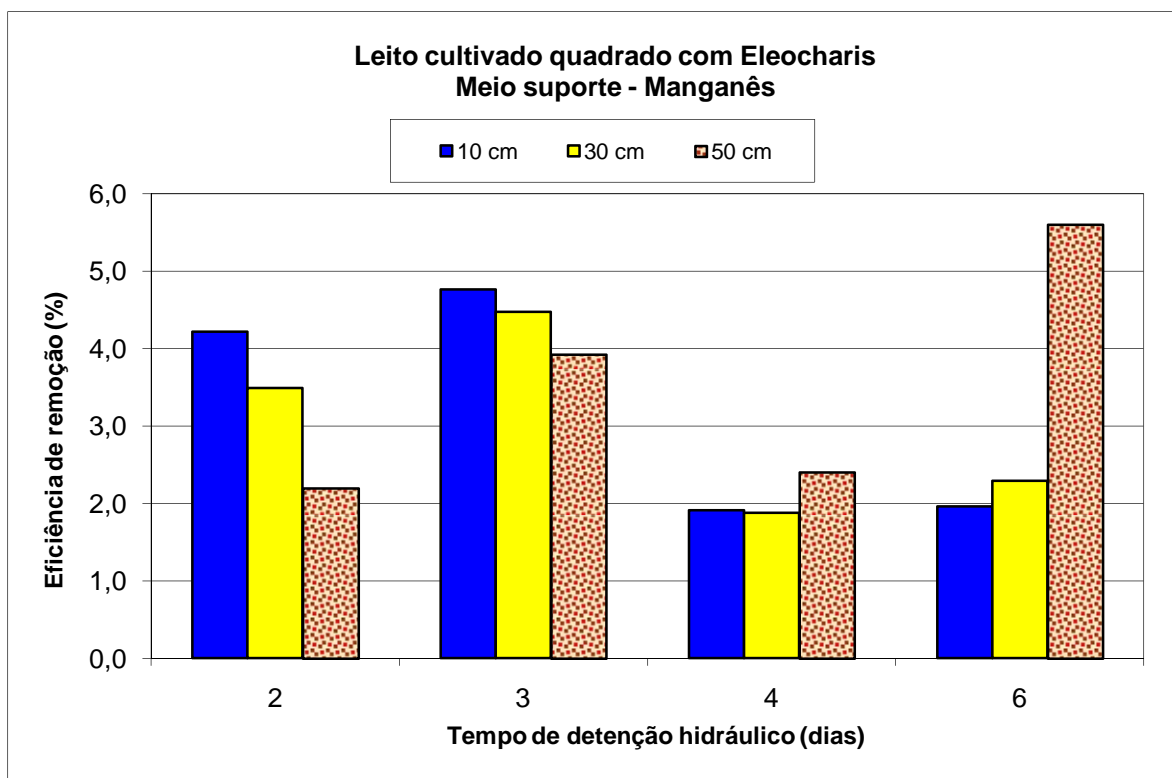


Figura 5.8 - Eficiência média de remoção do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Eleocharis sp.*

Para o Mn a eficiência de remoção foi máxima na profundidade de 50 cm e TDH de 6 dias. Para TDH de 4 dias a eficiência foi baixa e praticamente constante, conforme mostra a figura 5.8.

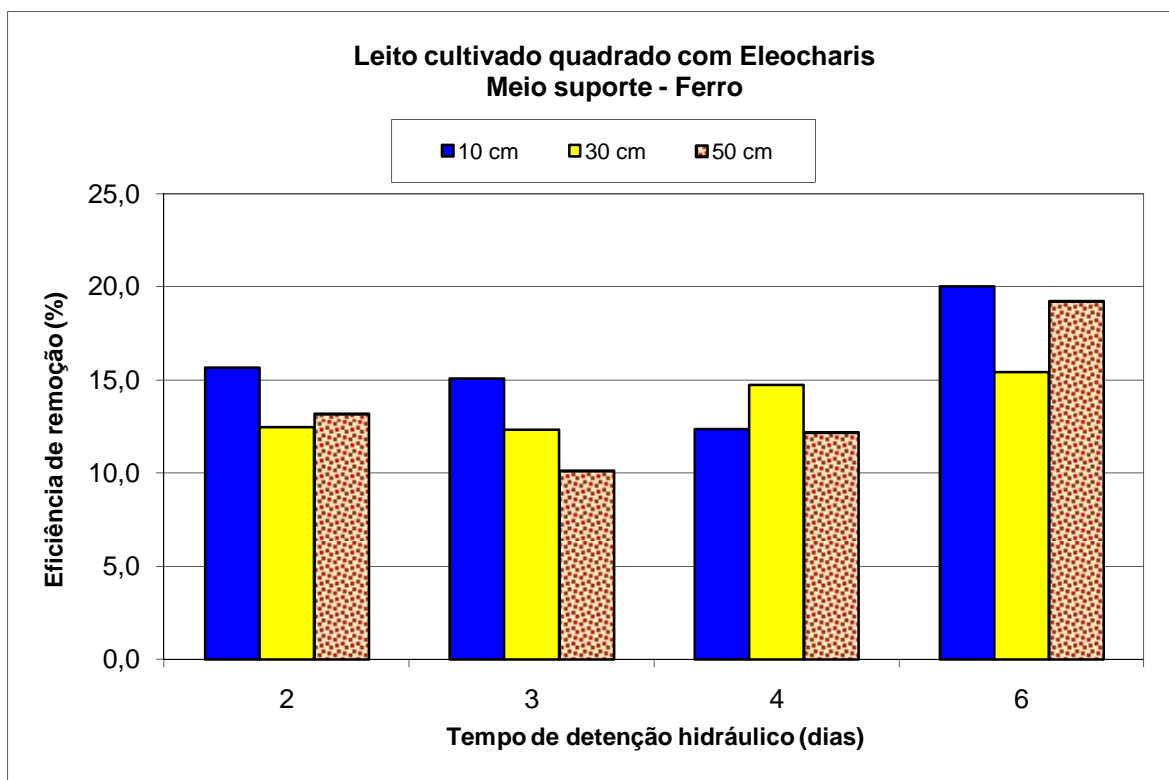


Figura 5.9 - Eficiência média de remoção do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de retenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Eleocharis sp.*

Para o metal Fe a eficiência de remoção foi superior a 4% na profundidade de 30 e 50 cm, quando o LC foi operado com TDH de 3 dias, com o TDH de 6 dias foi obtido o menor valor de eficiência de remoção para as profundidade de 10 cm.

Quanto ao Cu a eficiência de remoção máxima foi observada para a profundidade de 10 cm e TDH de 6 dias, seguido da profundidade de 50 cm com o mesmo TDH, enquanto que para a profundidade de 30 cm a melhor eficiência também foi obtida com o TDH de 6 dias.

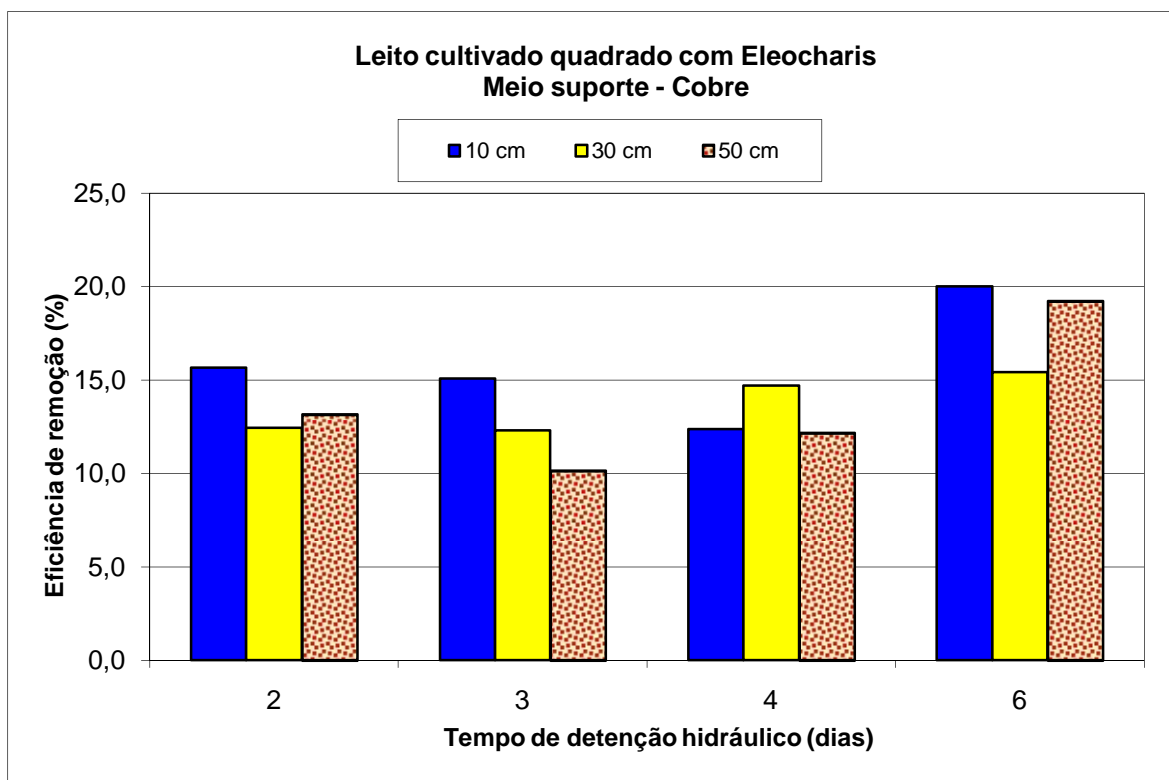


Figura 5.10 - Eficiência média de remoção do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de retenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Eleocharis sp.*

Para o metal Zn, quando o TDH foi alterado de 2 para 6 dias pode-se notar que houve uma redução na eficiência de remoção de Zn pelo meio suporte, exceto para a profundidade de 30 cm e TDH de 3 dias onde ocorreu a máxima eficiência de remoção.

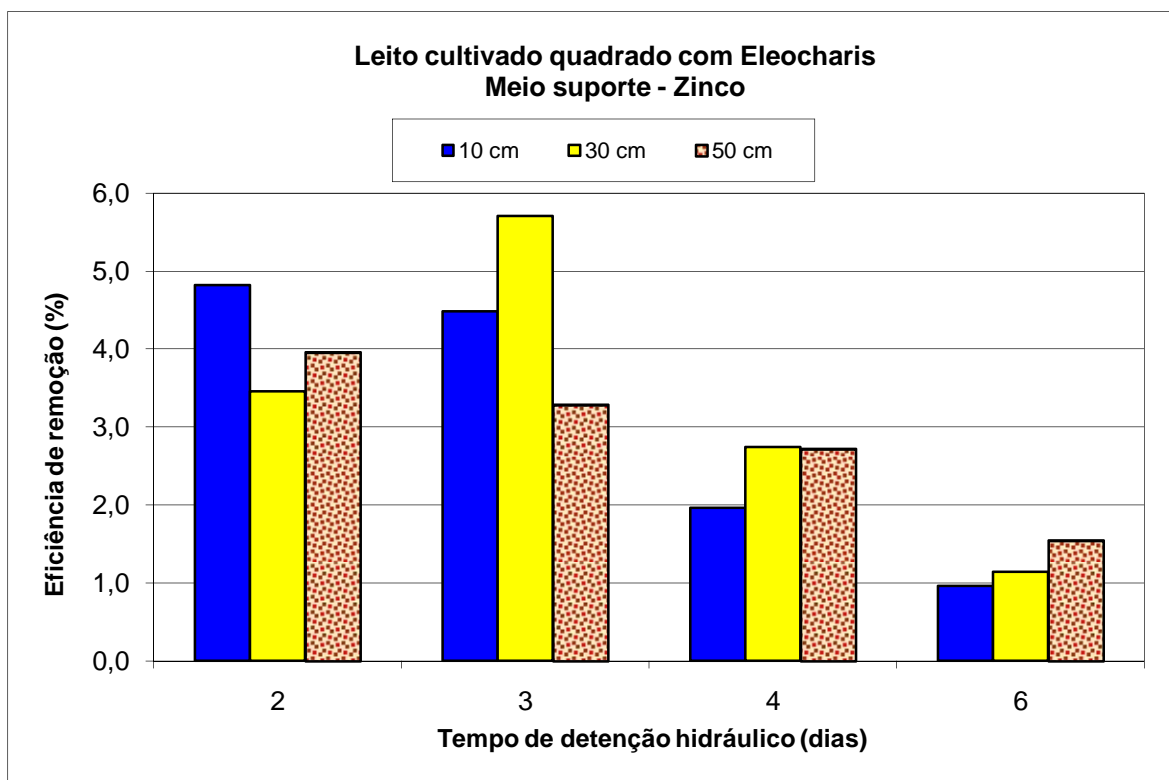


Figura 5.11 - Eficiência média de remoção do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Eleocharis sp.*

Pode-se verificar que a eficiência de remoção do Pb para a profundidade de 50 cm foi a mais elevada quando o LC foi operado com TDH de 6 dias. Enquanto que com o TDH de 4 dias foram observados os menores valores de eficiência de remoção para todas as profundidades.

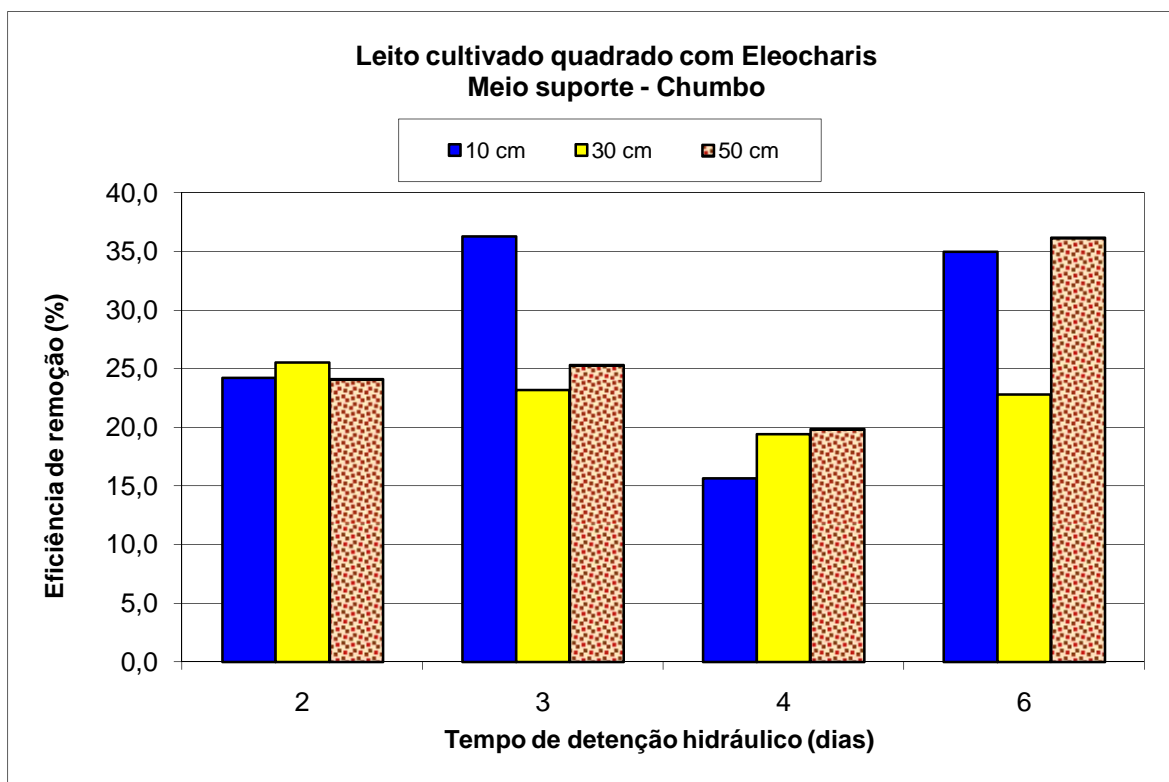


Figura 5.12 - Eficiência média de remoção do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Eleocharis* sp.

Tabela 5.11 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com *Eleocharis* quadrado com diferentes TDH.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,2 A	0,4 A	0,4 A	0,2 A	0,3
Manganês	1,9 A	2,1 A	1,1 A	0,5 A	1,8
Ferro	1,6 A	1,8 A	2,6 A	1,1 A	1,7
Cobre	2,0 A	2,4 A	3,2 A	2,0 A	2,7
Zinco	2,9 A	3,1 A	1,5 AB	0,7 B	1,9
Chumbo	3,6 A	5,6 A	5,7 A	3,2 A	3,4

Na análise estatística realizada para o meio suporte na profundidade de 10 cm do Leito Cultivado Quadrado com *Eleocharis* conforme a tabela 5.11, não ocorreu diferença na eficiência média de remoção para Cr, Mn, Fe, Cu e Pb. Apenas para o Zn foi identificado uma diferença significativa ao nível de 5% na eficiência média de remoção do meio suporte, para os TDH de 2 e 6 dias e, 3 e 6 dias.

Tabela 5.12 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com *ELeocharis* quadrado com diferente TDH.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,2 A	0,6 A	0,9 A	0,6 A	1,2
Manganês	1,5 A	2,1 A	1,0 A	0,6 A	1,9
Ferro	1,5 A	2,3 A	2,6 A	1,9 A	2,4
Cobre	1,7 A	2,2 A	3,9 A	2,4 A	2,2
Zinco	2,3 AB	4,2 A	2,1 AB	0,9 B	3,2
Chumbo	3,8 A	5,0 A	5,3 A	3,4 A	3,4

Pelos resultados estatísticos apresentados na tabela 5.12, verificou-se que apenas para o Zn houve uma diferença significativa na eficiência de remoção na profundidade de 30 cm para os TDH de 3 e 6 dias. Para os outros elementos não houve diferença significativa ao nível de 5% para a remoção pelo meio suporte na profundidade de 30 cm.

Pela tabela 5.13 podemos observar que não houve diferença significativa para a eficiência de remoção para nenhum dos elementos em relação aos tempos de detenção hidráulico na profundidade de 50 cm.

Tabela 5.13 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com *Eleocharis* quadrado com diferente TDH.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,2 A	0,7 A	0,6 A	0,5 A	0,8
Manganês	0,9 A	1,9 A	1,4 A	1,3 A	2,1
Ferro	1,9 A	2,6 A	3,0 A	2,4 A	2,9
Cobre	1,9 A	1,9 A	3,3 A	2,9 A	1,8
Zinco	2,3 A	2,4 A	2,0 A	1,2 A	1,5
Chumbo	3,5 A	5,4 A	6,4 A	5,9 A	4,2

5.4.1.3 Desempenho do Leito cultivado com *Eleocharis* quadrado

Foram analisadas amostras da água residuária coletada no afluente e efluente do leito cultivado com *Eleocharis* de geometria quadrada para diferentes TDH sendo os dados apresentados no anexo A1, foi calculado a eficiência média de remoção do LC utilizando a equação 5.3.

$$E_{LC} = \left(1 - \frac{C_{efluente}}{C_{afluente}}\right) \cdot 100 \quad (5.3)$$

Onde:

E_{LC} = eficiência média de remoção do leito cultivado (%).

$C_{efluente}$ = concentração do metal no efluente (mg.L⁻¹).

$C_{afluente}$ = Concentração do metal no afluente (mg.L⁻¹).

Tabela 5.14 -Eficiência de remoção do leito cultivado com *Eleocharis* quadrado.

TDH	Eficiência de remoção (%)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	48,1	92,7	79,0	99,1	98,5	68,9
3	74,6	96,6	83,6	99,5	98,7	79,3
4	94,3	99,0	87,3	99,9	98,7	97,2
6	99,6	98,4	94,5	99,9	99,2	95,9

Analisando a tabela 5.14 verifica-se que a eficiência remoção para o Cu está ao redor de 90% para todos os tempos de detenção hidráulico, indicando que este metal é removido em sua quase totalidade. Para Mn e Zn o mesmo comportamento foi observado. No caso do Cr, a eficiência na remoção aumenta com o TDH, atingindo um valor máximo de 99,6% com TDH de 6 dias e o mesmo comportamento pode ser observado para Fe. No caso do Pb a melhor eficiência de remoção foi verificada com TDH de 4 dias com um valor máximo de 97,2%.

Tabela 5.15 - Valores médios das concentrações dos metais no efluente do leito cultivado com *Eleocharis* quadrado para diferentes TDH.

TDH	Concentração (mg.L ⁻¹)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	5,98	2,25	9,50	0,37	0,77	2,48
3	3,95	0,90	8,36	0,22	0,71	1,78
4	0,80	0,27	7,04	0,08	0,56	0,33
6	0,04	0,20	2,34	0,04	0,18	0,30
VMP	0,50	1,00	15,00	1,00	5,00	0,50

VMP = Valor máximo permitido pela legislação CONAMA nº 375

Estes valores de eficiência de remoção influenciaram no momento de atender a norma do CONAMA nº 375 (tabela 3.6) a qual dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes em corpos de água. Esta resolução

estabelece que o limite para Cr e Pb é 0,5 mg.L⁻¹ e podemos observar pela tabela 5.15, que esta condição é satisfeita quando o Leito Cultivado com *Eleocharis* foi operado com o TDH de 6 dias. Para o Pb também pode ser utilizado o TDH de 4 dias, pois a concentração do efluente é inferior ao limite.

A concentração inferior a 1,0 mg. L⁻¹, limite estabelecido pelo CONAMA nº 375, para o Mn foi obtida quando o LCEQ operou com os TDH de 3, 4 e 6 dias. Para Fe, Cu e Zn as concentrações foram reduzidas a limites inferiores a 15, 1,0 e 5,0 mg.L⁻¹ respectivamente, conforme norma do CONAMA nº 375 para todos os TDH utilizados.

5.4.2 Leito Cultivado com *Typha* Quadrado (LCTQ)

5.4.2.1 Estudo da eficiência de remoção pelas folhas da macrófita *Typha sp* no leito cultivado quadrado

Foram analisadas amostras das folhas da macrófita *Typha* (taboa) do leito cultivado quadrado. Na operação do leito foram utilizadas vazões de 600 L.dia⁻¹ (TDH 2 dias), 400 L.dia⁻¹ (TDH 3 dias), 300 L.dia⁻¹ (TDH 4 dias) e vazão 200 L.dia⁻¹. Para cada TDH as amostras foram coletadas por cinco semanas totalizando 20 semanas de estudo. A partir dos dados obtidos calculou-se a eficiência de remoção através da equação 5.1 e os valores obtidos foram dispostos na tabela 5.16.

Tabela 5.16 - Eficiência de remoção (%) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas de *Typha sp.* no leito cultivado quadrado.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	1	74,9	91,5	91,7	50,0	97,4	30,7
	2	36,9	83,2	83,0	36,8	84,2	27,9
	3	77,8	82,7	88,3	53,9	92,7	18,1
	4	62,7	80,6	85,3	74,9	96,0	17,3
	5	56,7	88,4	86,9	21,3	89,3	24,8
3	1	33,7	91,0	89,5	37,9	82,2	40,7
	2	39,0	80,3	88,8	47,6	98,6	44,5
	3	42,0	73,6	75,5	14,6	77,0	45,8
	4	36,7	91,7	88,2	38,8	93,2	61,7
	5	30,1	80,1	73,7	44,5	93,1	24,4
4	1	53,8	94,2	92,0	50,0	88,7	26,8
	2	59,0	81,7	92,3	56,5	96,8	--
	3	94,7	88,1	92,7	53,7	85,5	71,9
	4	85,6	92,1	92,7	49,3	96,5	61,5
	5	78,3	78,6	93,4	39,5	96,6	42,8
6	1	93,7	95,6	94,1	68,2	98,4	80,5
	2	92,4	97,2	96,3	80,2	98,9	80,1
	3	85,6	90,9	94,4	58,0	97,3	68,1
	4	86,4	94,7	94,9	75,0	98,1	75,8
	5	54,5	95,2	95,4	57,4	97,7	51,4

Com a figura 5.13 pode-se verificar que para a maior eficiência de remoção para os metais analisados foi obtida com o TDH de 6 dias. Assim como para a macrófita *Eleocharis* percebe-se a tendência da *Typha* apresentar maior eficiência com o aumento do TDH, este fato pode ser influenciado também pelo clima, pois as coletas foram realizadas no período de verão, portanto com maior intensidade fisiológica da planta.

Pode-se observar que a eficiência de remoção para os elementos Cu e Pb pela *Typha* foi inferior aos demais elementos. Para Mn, Fe e Zn a eficiência de remoção foi superior a 90% e para Cr alcançou o valor de 83%, quando o sistema foi operado com TDH de 6 dias.

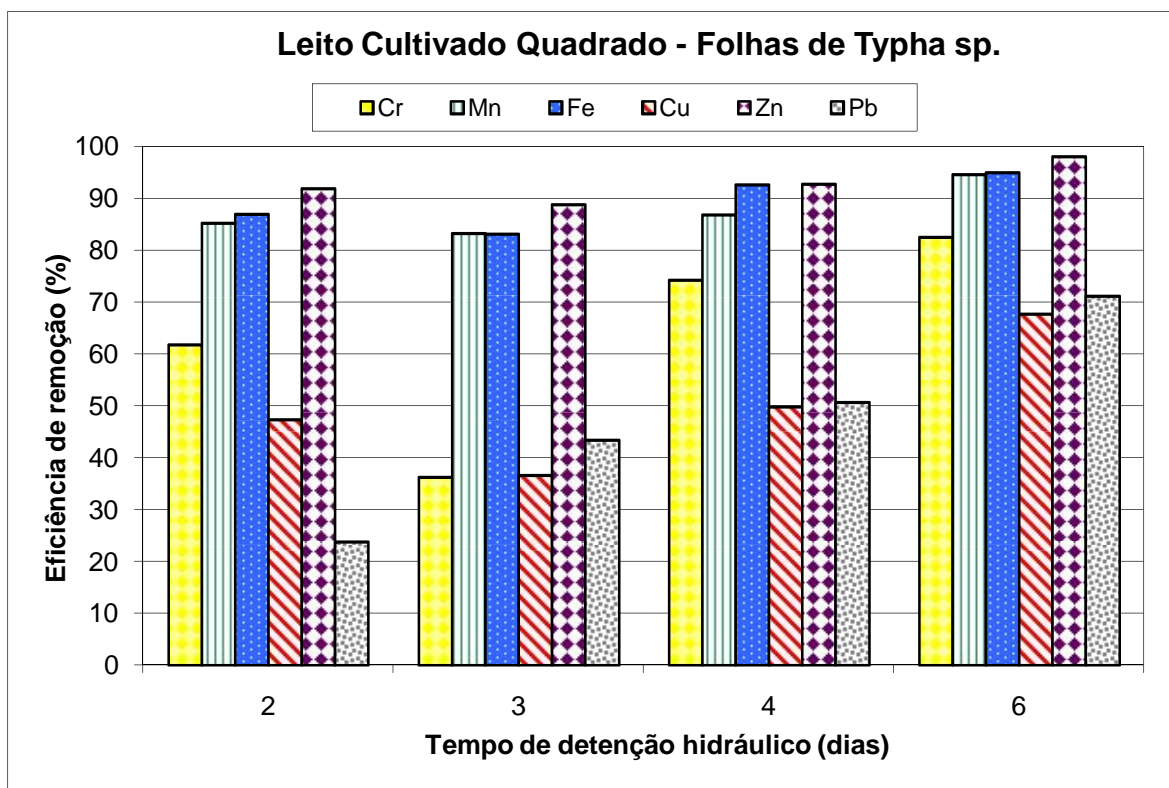


Figura 5.13 - Eficiência de remoção média para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas da macrófita *Typha* sp no leito cultivado quadrado com diferentes tempos de retenção hidráulica.

Tabela 5.17 - Análise estatística da remoção de metais pela *Typha* no leito cultivado quadrado com diferentes TDH.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	61,8 AB	36,3 B	74,3 A	82,5 A	26,4
Manganês	85,3 AB	83,3 B	86,9 AB	94,7 A	10,3
Ferro	87,0 AB	83,1 B	92,6 A	95,0 A	7,8
Cobre	47,4 AB	36,7 B	49,8 AB	67,8 A	24,2
Zinco	91,9 A	88,8 A	92,8 A	98,1 A	10,6
Chumbo	23,8 B	43,4 AB	50,7 AB	71,2 A	31,0

Pela análise estatística realizada, verificou-se que para Zn não houve diferença significativa na eficiência de remoção pelas folhas de *Typha* no leito

cultivado quadrado, para os diferentes tempos de detenção hidráulica. Para os outros metais a diferença foi significativa ao nível de 5% conforme o teste de Tuckey mostrado na tabela 5.17.

Para os elementos Mn, Fe e Cu podemos verificar que existe diferença significativa na eficiência de remoção pelas folhas de *Typha* no leito cultivado quadrado para os TDH de 3 e 6 dia, enquanto que para o Pb podemos observar diferença significativa para os TDH de 2 e 6 dias.

5.4.2.2 Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado quadrado com *Typha sp.*

A eficiência de remoção pelo perfil (profundidade de 10, 30 e 50 cm) do meio suporte foi obtida aplicando os dados do anexo A2 na equação 5.2. Os valores médios da eficiência de remoção do meio suporte do LC com *Typha* quadrado para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb estão representados nas figuras 5.14 a 5.19.

Analisando a figura 5.14, pode-se verificar que a maior eficiência de remoção para o Cr foi detectada para a profundidade de 10 cm com o LC operando com o TDH de 3 dias. Para a profundidade de 30 cm a eficiência de remoção do Cr foi de 19,3% com o TDH de 2 dias, enquanto que para a profundidade de 50 cm a melhor eficiência foi obtida quando o LC operou com TDH de 3 dias.

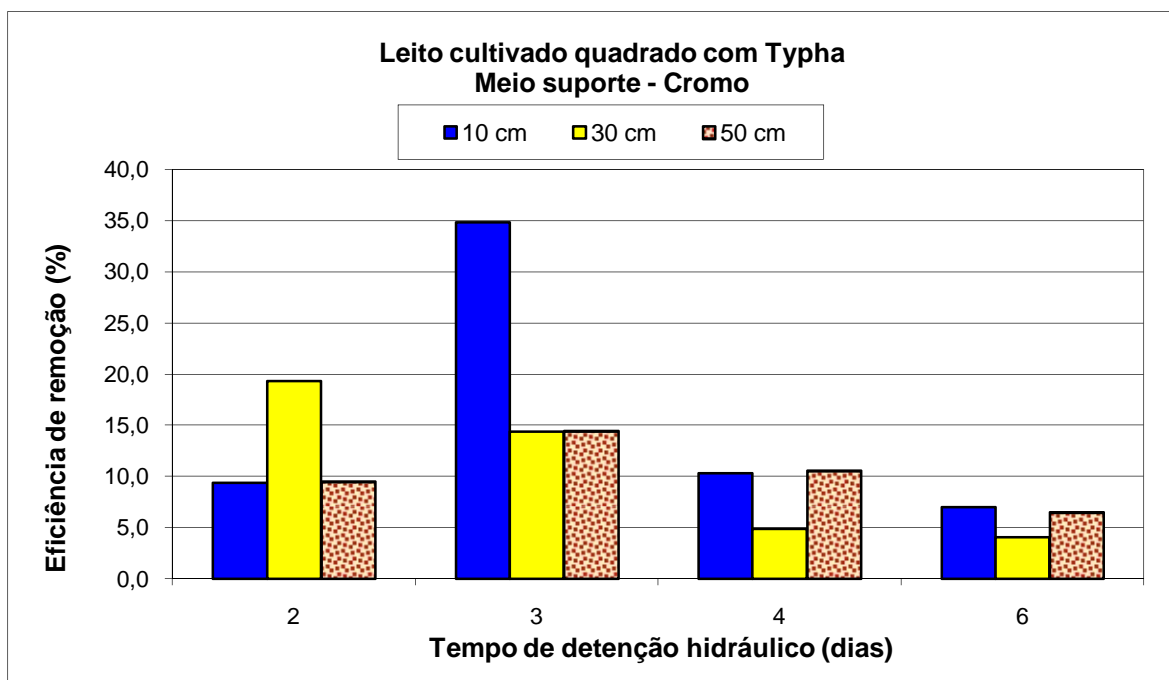


Figura 5.14 - Eficiência de remoção média do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Typha sp.*

O perfil do meio suporte teve comportamento diferente na eficiência de remoção do Mn, quando se variou o TDH, para a profundidade de 10 cm a maior eficiência de remoção foi obtida com TDH de 4 dias, para a profundidade de 30 cm com o TDH de 2 dias e para a profundidade de 50 cm a maior eficiência de remoção foi detectada com o TDH de 3 dias, pode-se observar que para as profundidades de 10 e 50 cm o LC apresentou uma variabilidade (aumen e diminuição) na eficiência de remoção durante o período em estudo, enquanto para a eficiência de remoção para a profundidade de 30 cm com o aumento do TDH ocorreu um decréscimo na eficiência de remoção o que demonstra que ocorreu uma movimentação do Mn no perfil do meio suporte conforme figura 5.15.

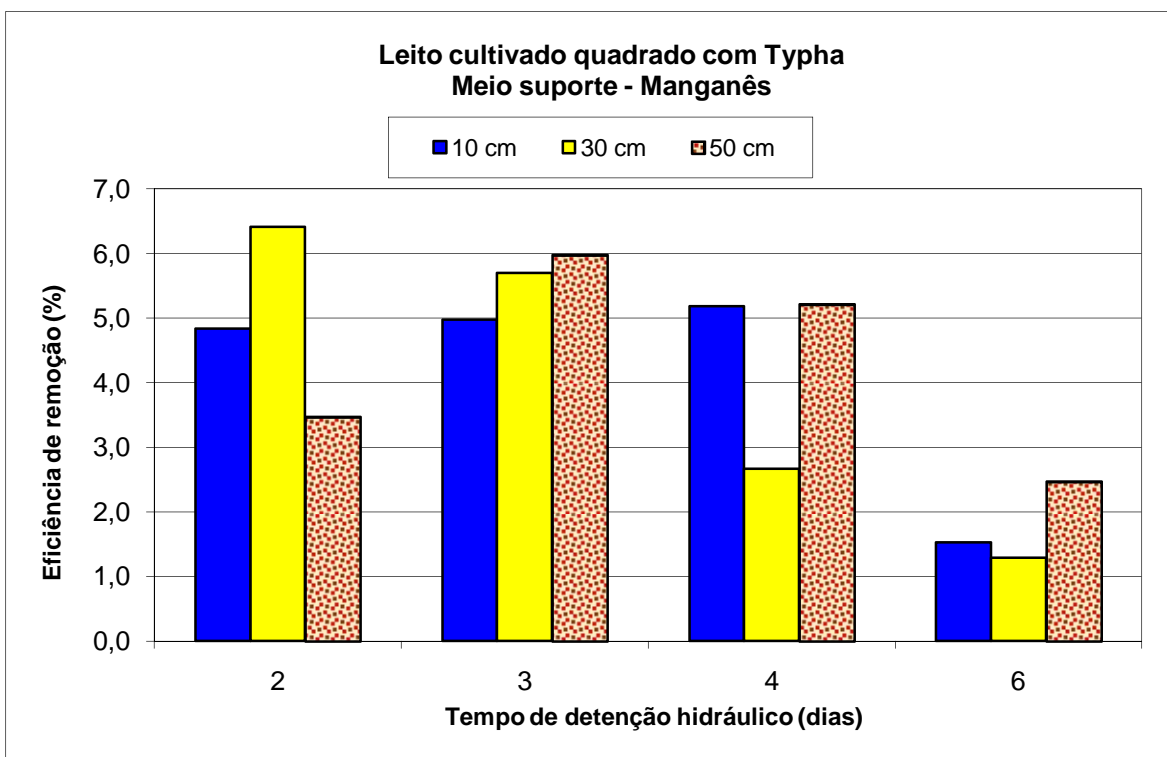


Figura 5.15 - Eficiência de remoção média do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Typha sp.*

No caso do Fe, as melhores eficiências de remoção para todas as profundidades foram observadas para o TDH de 3 dias, conforme mostra a Figura 5.16, enquanto que para o TDH de 6 dias foram observados os menores valores de eficiência de remoção.

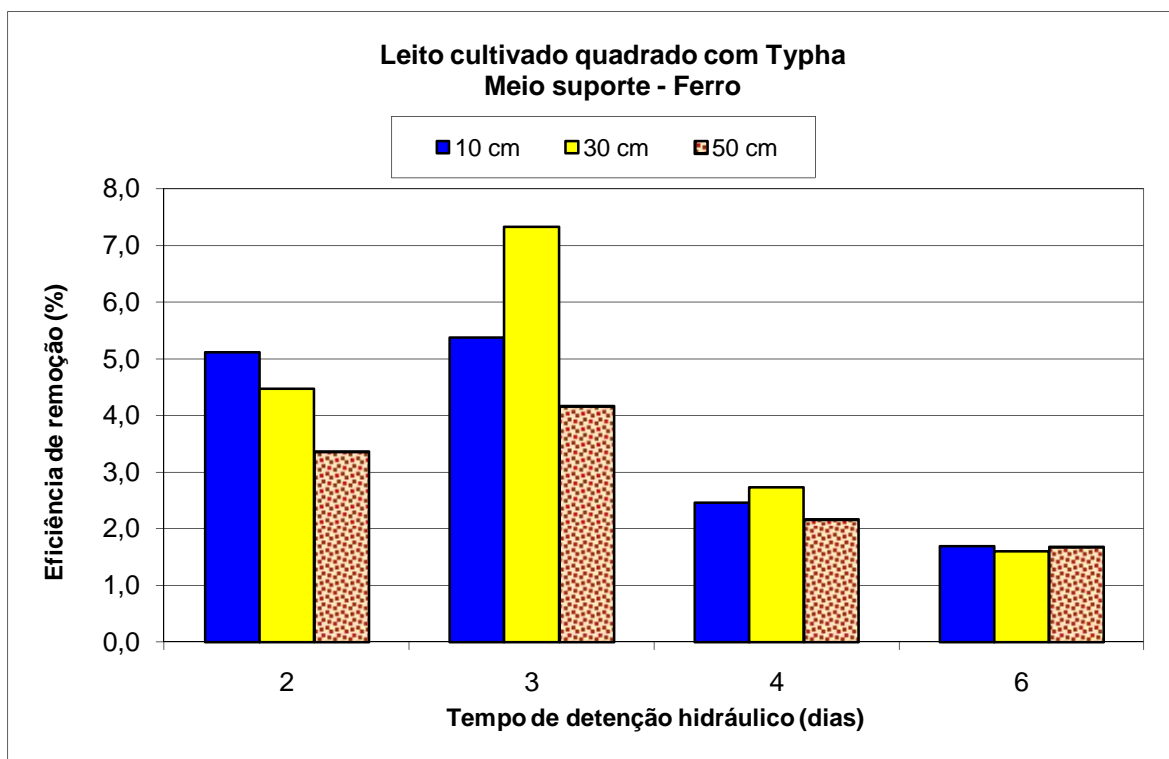


Figura 5.16 - Eficiência de remoção média do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Typha sp.*

Pode-se observar na figura 5.17, que a eficiência de remoção do cobre pelo biofilme do meio suporte nas profundidades de 30 e 50 cm e TDH de 3 dias foram as melhores. Na profundidade de 10 cm, a melhor eficiência de remoção foi para o TDH de 4 dias.

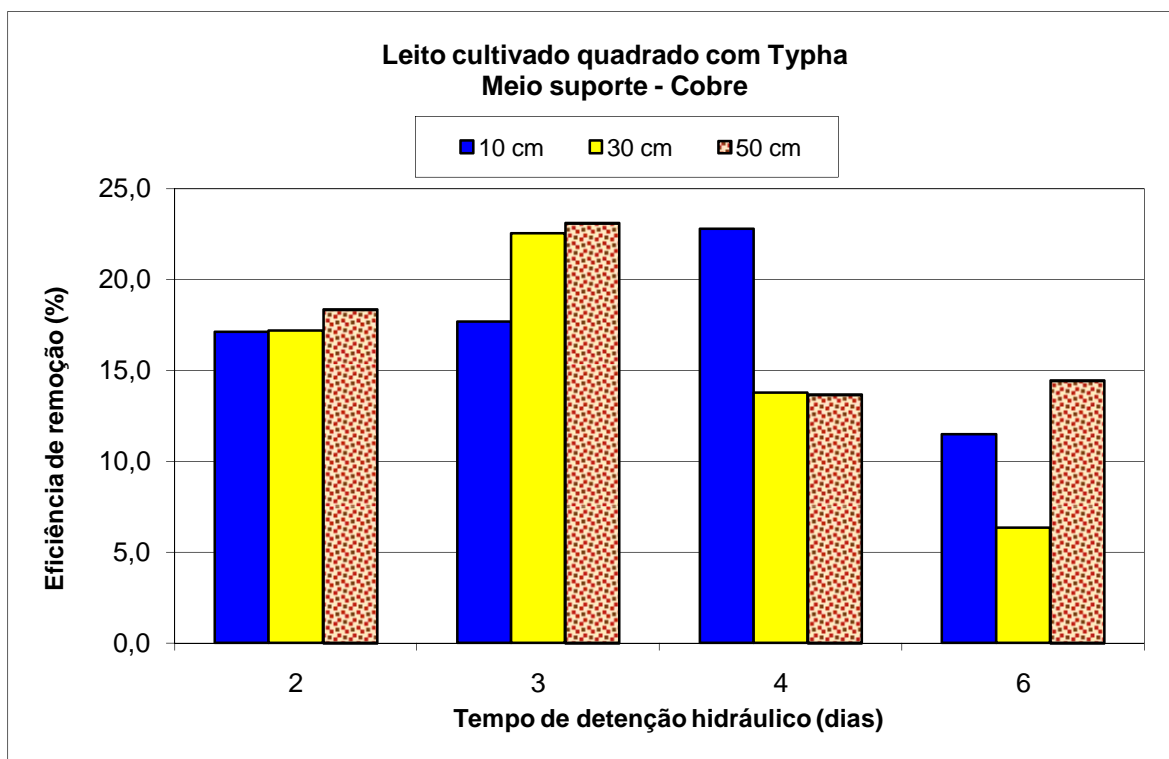


Figura 5.17 - Eficiência de remoção média do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Typha sp.*

Analisando a figura 5.18, verifica-se que o meio suporte foi mais eficiente na remoção de Zn quando o LC foi operado com TDH de 3 dias nas profundidades de 10 e 50 cm, enquanto que na profundidade de 30 cm a eficiência foi melhor para o TDH de 2 dias. Para o TDH de 6 dias o meio suporte apresentou remoção inferior a 1%, para todas as profundidades.

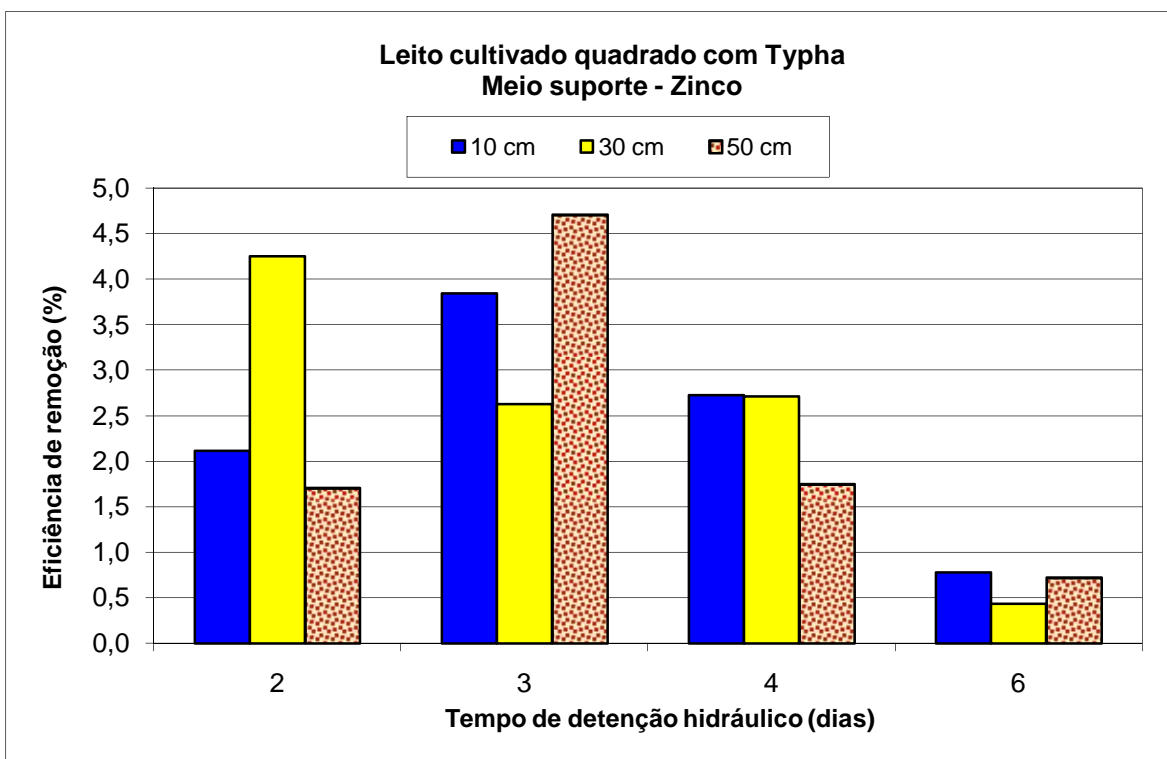


Figura 5.18 - Eficiência de remoção média do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Typha sp.*

Para o chumbo o meio suporte teve maior eficiência de remoção quando foi operado com TDH de 2 dias com eficiência acima de 23%, em todas as profundidades, como mostra a figura 5.19. Para o TDH de 6 dias verificou-se que o LC teve eficiência inferior a 11% o que demonstra que com maior TDH o biofilme presente no meio suporte reduz a absorção de Pb.

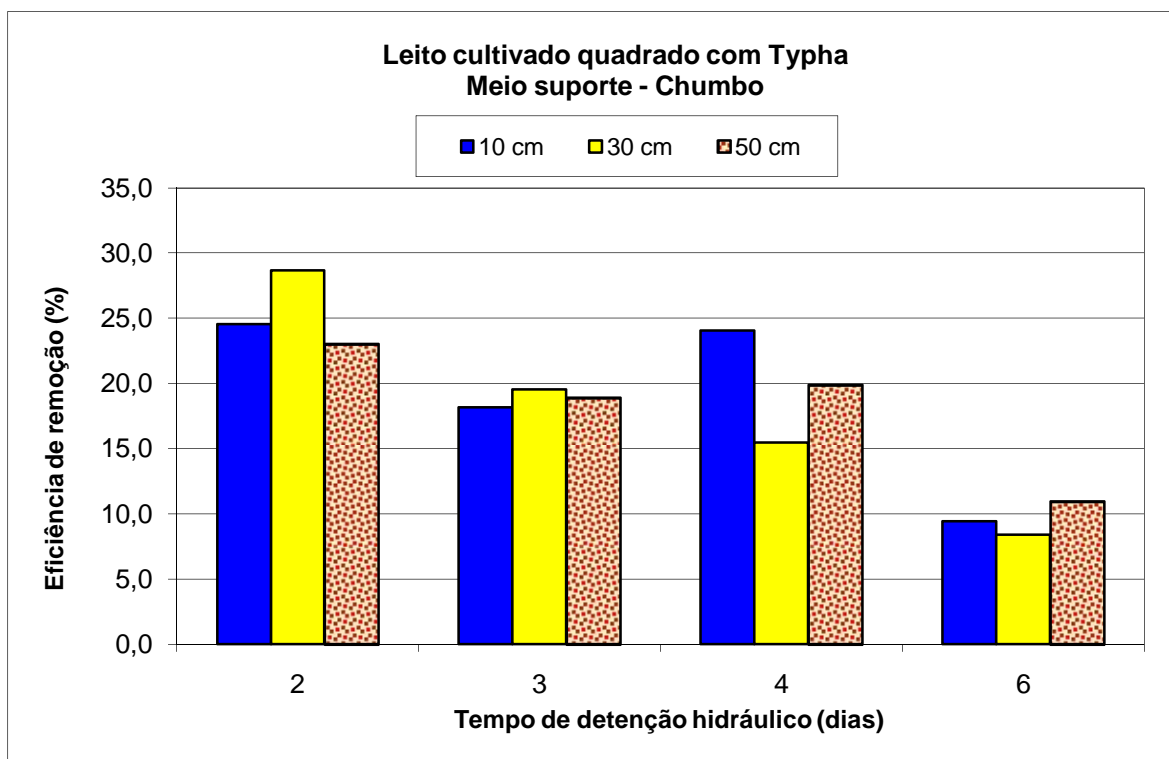


Figura 5.19 - Eficiência de remoção média do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado quadrado com *Typha sp.*

Tabela 5.18 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com *Typha* quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,3 AB	0,9 A	0,6 AB	0,2 B	0,6
Manganês	1,3 AB	1,4 A	1,2 AB	0,4 B	0,9
Ferro	2,1 A	2,0 A	1,9 A	1,3 A	1,3
Cobre	2,2 B	2,6 B	5,1 A	2,1 B	2,4
Zinco	0,7 A	1,6 A	1,2 A	0,5 A	1,5
Chumbo	4,5 A	3,8 A	6,1 A	3,5 A	4,6

Aplicando o teste de Tukey para analisar a eficiência de remoção de metais pelo meio suporte na profundidade de 10 cm, foi obtido diferença significativa na eficiência para Cr, Mn e Cu.

Para o Cr e Mn existe diferença significativa na remoção pelo meio suporte na profundidade de 10 cm entre o TDH de 3 e 6 dias.

Para o Cu podemos observar uma diferença significativa na remoção pelo meio suporte na profundidade de 10 cm entre os TDHs de 3 e 4 dias e, 4 e 6 dias. Para o Zn e Pb não houve diferença significativa na remoção para os diferentes TDHs.

Tabela 5.19 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com *Typha* quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,6 A	0,3 A	0,3 A	0,2 A	0,4
Manganês	1,7 A	1,8 A	0,7 A	0,4 A	1,5
Ferro	1,8 A	2,5 A	2,2 A	1,2 A	2,1
Cobre	2,2 A	3,4 A	3,5 A	1,3 A	2,9
Zinco	1,3 A	1,4 A	0,9 A	0,3 A	1,4
Chumbo	5,2 A	3,8 A	4,5 A	3,5 A	4,7

Pela tabela 5.19 podemos verificar que não ocorreu uma diferença significativa ao nível de 5% na eficiência média de remoção dos metais pelo meio suporte na profundidade de 30 cm, para nenhum dos elementos.

Tabela 5.20 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com *Typha* quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Metal	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,3 A	0,4 A	0,7 A	0,2 A	0,6
Manganês	0,9 A	1,8 A	1,2 A	0,7 A	1,6
Ferro	1,6 A	1,5 A	1,8 A	1,3 A	1,4
Cobre	2,2 A	3,6 A	3,3 A	3,5 A	3,6
Zinco	0,6 A	2,1 A	0,9 A	0,5 A	1,9
Chumbo	4,4 A	3,8 A	5,6 A	4,3 A	4,8

Assim como observado para a remoção pelo meio suporte na profundidade de 30 cm, na profundidade de 50 cm não ocorreu uma diferença significativa ao nível de 5% na eficiência média de remoção dos metais pelo leito cultivado com *Typha* quadrado, como mostra a tabela 5.20.

5.4.2.3 Desempenho do leito cultivado com *Typha* quadrado

Para analisar o desempenho do LC com *Typha* quadrado foi calculada a eficiência média de remoção utilizando a equação 5.3, com os dados de concentração dos metais presentes no afluente e efluente do LCTQ apresentados no anexo A2, sendo os valores obtidos apresentados na tabela 5.21.

Analisando a tabela 5.21 verifica-se que a eficiência de remoção dos metais pelo LC com *Typha* quadrado foi superior a 90%, exceto para o Cr e Pb quando o LC foi operado com TDH de 2 e 3 dias.

Tabela 5.21 - Eficiência média de remoção do leito cultivado com *Typha* quadrado.

TDH	Eficiência média de remoção (%)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	54,7	96,4	90,7	99,3	98,5	62,7
3	76,9	97,7	93,0	99,5	98,6	34,1
4	93,9	99,0	97,8	99,9	99,9	96,9
6	98,1	99,6	97,9	99,9	99,7	94,0

A tabela 5.22 apresenta as concentrações médias no efluente do leito quadrado cultivado com *Typha*, com a finalidade de comparar estes valores com os estabelecidos pela legislação CONAMA nº 375.

Tabela 5.22 - Valores médios das concentrações dos metais no efluente do leito cultivado com *Typha* quadrado para diferentes TDH.

TDH	Concentração (mg.L ⁻¹)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	4,05	1,21	5,28	0,16	0,78	1,54
3	2,45	0,88	4,64	0,17	0,81	1,31
4	0,74	0,28	2,70	0,04	0,19	0,18
6	0,13	0,15	2,73	0,04	0,31	0,34
VMP	0,50	1,00	15,00	1,00	5,00	0,50

VMP = Valor máximo permitido pela legislação CONAMA nº 375

Para Cr com o TDH de 6 dias foi possível reduzir a concentração de forma a atender o limite permitido pela legislação CONAMA nº 375 que é de 0,5 mg.L⁻¹. Para o Pb, cujo limite permitido é igual ao do Cr, as concentrações com os TDHs de 4 e 6 dias foram inferiores ao limite estabelecido. Para o Mn e Cu o limite estabelecido pelo CONAMA é de 1,0 mg.L⁻¹ e neste caso para Cu as concentrações foram inferiores para quaisquer dos TDHs utilizados e para Mn

apenas quando o leito foi operado com TDH de 2 dias a legislação não foi atendida. Quanto ao Fe, o limite do CONAMA é de 15,0 mg.L⁻¹ e neste caso todas as concentrações foram inferiores a este valor.

5.4.3 Leito Cultivado Controle Quadrado

5.4.3.1 Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado controle quadrado

A partir dos dados das concentrações dos metais Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb presentes no afluente, efluente e no meio suporte (profundidades de 10, 30 e 50 cm) do leito cultivado controle quadrado, calculou-se a eficiência de remoção do perfil do meio suporte utilizando a equação 5.2, sendo o valor de C_f igual a zero. Nas figuras de 5.20 a 5.25 são apresentadas as médias das eficiências de remoção do perfil do meio suporte para as diferentes profundidades.

A eficiência média de remoção do Cr (figura 5.20) foi maior para o TDH de 2 dias na profundidade de 10 cm do meio suporte, seguido do TDH de 4 dias na profundidade de 30 cm e finalmente na profundidade de 50 cm e TDH de 6 dias.

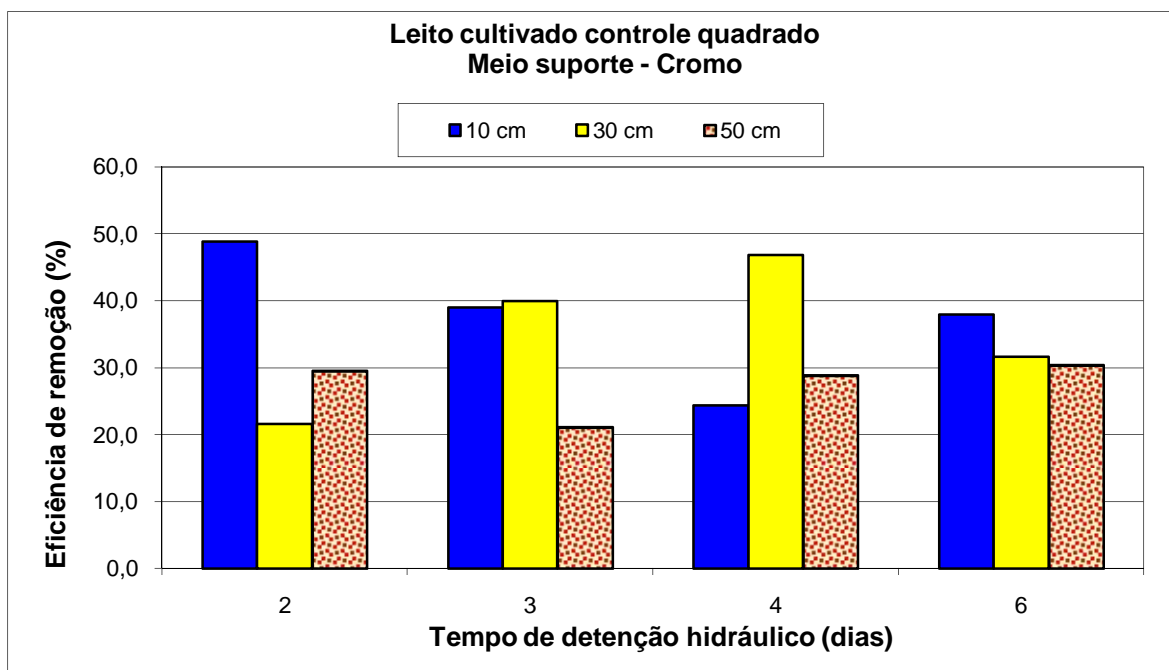


Figura 5.20 – Eficiência média de remoção do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle quadrado.

O meio suporte na profundidade de 10 cm e TDH de 3 dias apresentou a maior eficiência de remoção (44,0%) para o Mn, seguido da profundidade de 30 cm sistema e TDH de 4 dias (41,0%). Já para a profundidade de 50 cm e TDH de 4 dias a eficiência média de remoção foi de 37,6% (Figura 5.21).

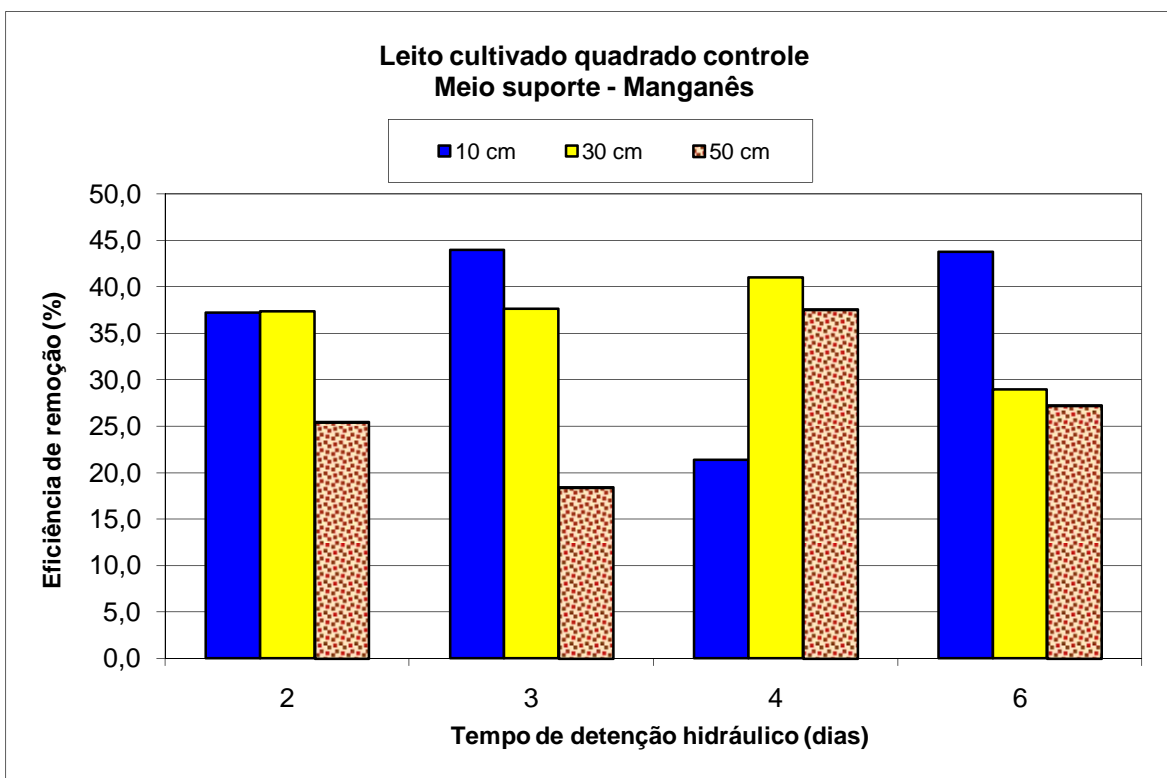


Figura 5.21 - Eficiência média de remoção do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle quadrado.

Analisando a figura 5.22 verifica-se que a profundidade de 10 cm apresenta a maior eficiência média de remoção para o elemento Fe (45,3%) quando o leito cultivado controle quadrado foi operado com TDH de 6 dias. Para o TDH de 4 dias e profundidades de 30 cm e 50 cm as eficiências médias de remoção foram iguais a 38,5 e 37,9%, respectivamente.

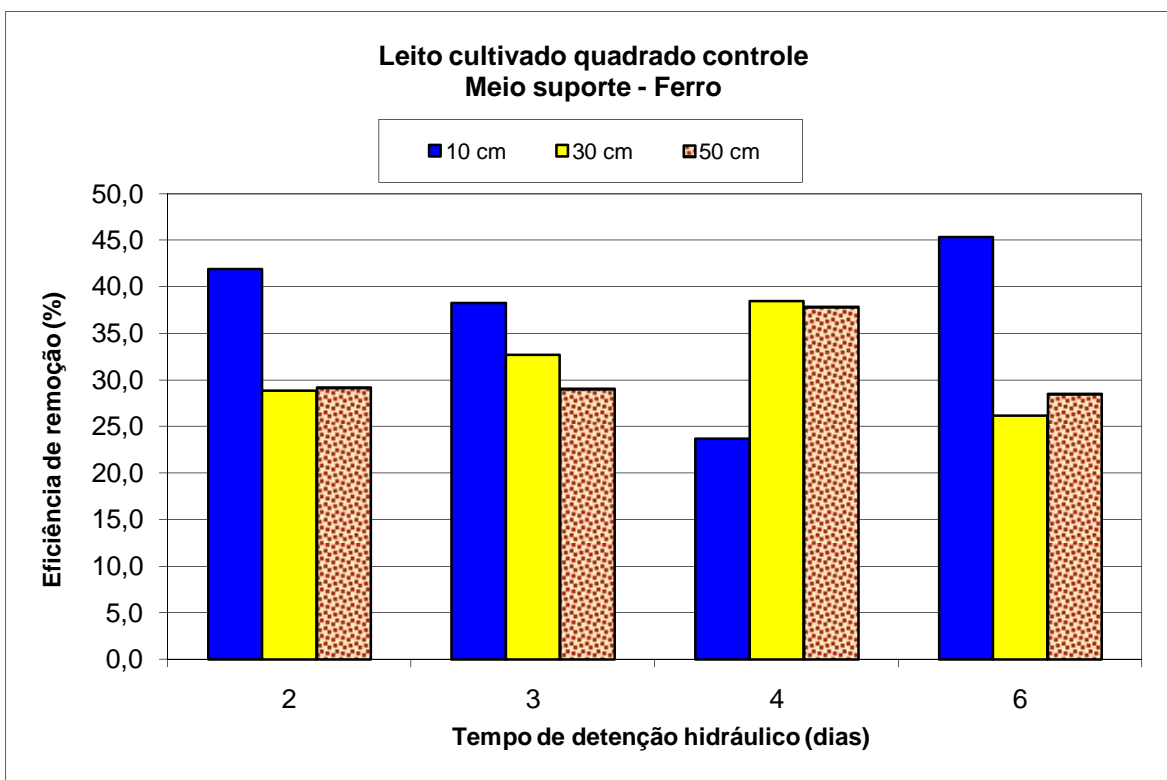


Figura 5.22 - Eficiência média de remoção do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de retenção hidráulica, no leito cultivado controle quadrado.

A eficiência média de remoção do Cu foi mais elevada (49,3%) para o TH de 3 dias na profundidade de 10 cm. Na profundidade de 30 cm e TDH de 2 dias a eficiência média de remoção foi de 39,8% seguido do TDH de 4 dias na profundidade de 50 cm (34,0%). Para os TDHs de 3, 4 e 6 dias houve uma tendência de diminuição da eficiência média de remoção com o aumento da profundidade, como pode ser observado na figura 5.23.

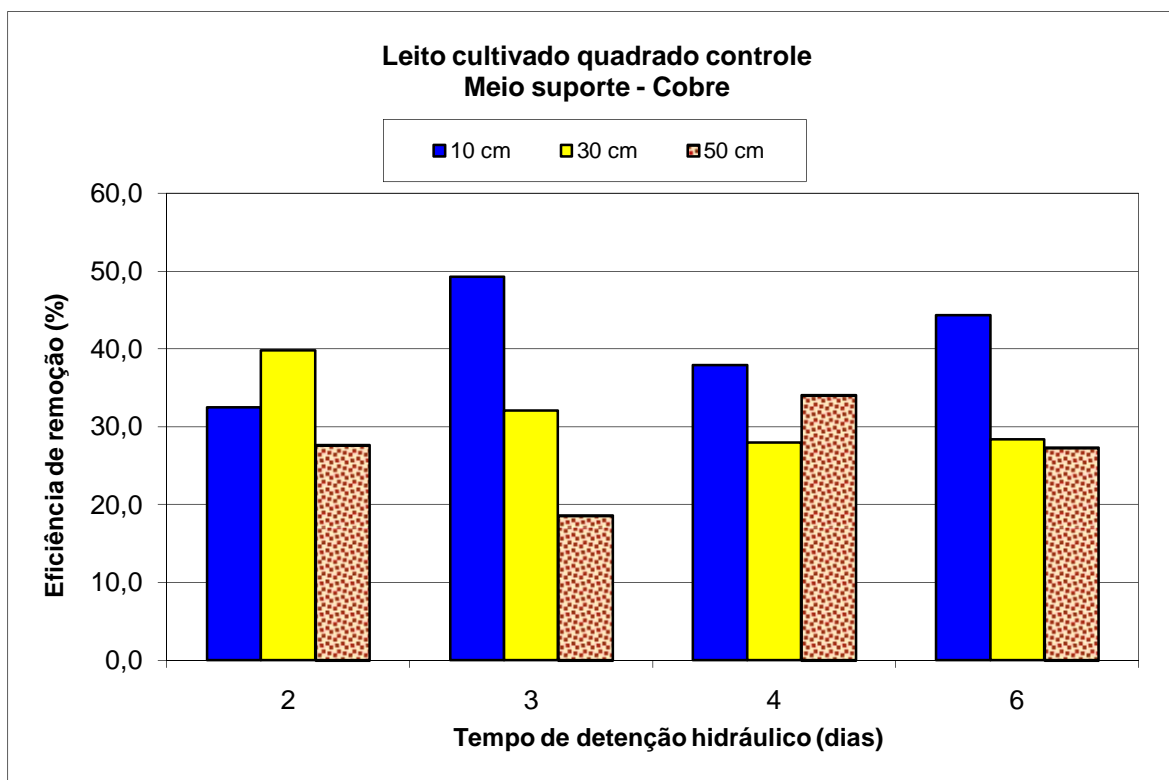


Figura 5.23 - Eficiência média de remoção do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de retenção hidráulica, no leito cultivado controle quadrado.

Pela figura 5.24, nota-se que a melhor eficiência foi obtida na profundidade de 10 cm e TDH de 3 dias para o metal Zn. Na profundidade de 50 cm, o melhor desempenho foi obtido com TDH de 4 dias enquanto que na profundidade de 30 cm a melhor eficiência de remoção foi obtida quando o leito operou com TDH de 2 dias.

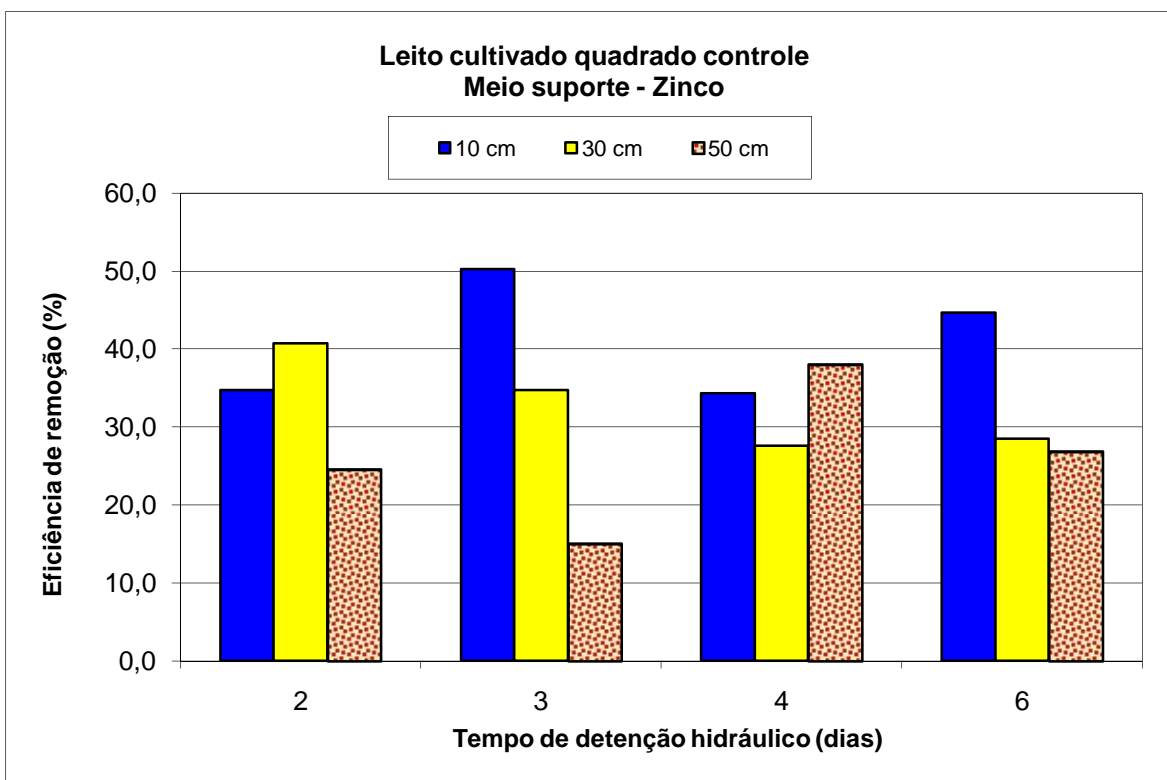


Figura 5.24 - Eficiência média de remoção do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de retenção hidráulica, no leito cultivado controle quadrado.

Para o Pb a eficiência de remoção é uniforme, mas nota-se que para o TDH de 4 dias e profundidade de 50 cm foi observada a melhor eficiência média de remoção (41,3%). Na profundidade de 10 cm e TDH de 6 dias a eficiência de remoção foi de 40,0% e na profundidade de 30 cm e TDH de 3 dias foi de 36,2%, conforme mostra a figura 5.25.

Foi utilizado o teste de Tukey no tratamento estatístico dos dados da eficiência de remoção dos metais no meio suporte para diferentes TDH, com um nível de significância de 5%.

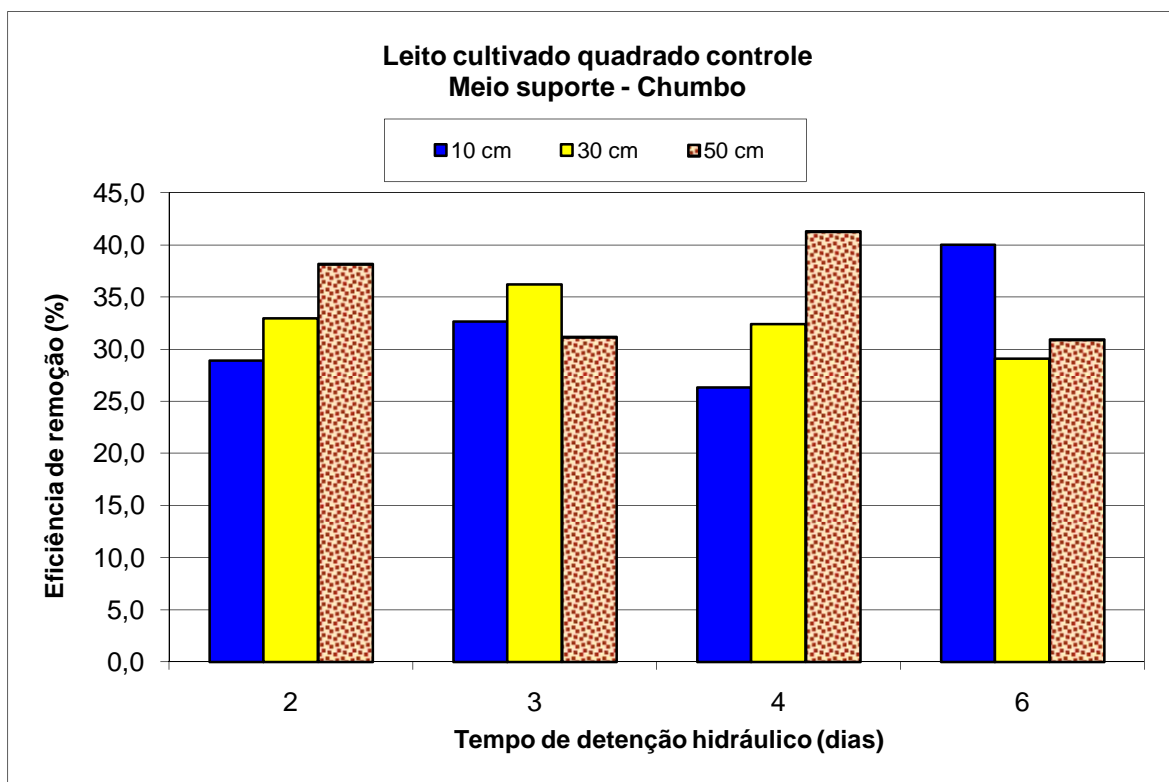


Figura 5.25 - Eficiência média de remoção do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle quadrado.

Tabela 5.23 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com controle quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,5 A	0,6 A	0,2 A	0,3 A	0,4
Manganês	1,5 A	2,3 A	1,3 A	1,2 A	1,7
Ferro	2,6 A	2,2 A	2,2 A	2,3 A	1,8
Cobre	1,6 A	5,3 A	4,3 A	4,2 A	4,9
Zinco	2,3 A	5,3 A	3,6 A	2,2 A	4,2
Chumbo	4,6 AB	4,9 AB	3,5 B	7,4 A	3,8

Na profundidade de 10 cm, não existe diferença significativa para os diferentes tempos de detenção hidráulicos, para Cr, Mn, Fe, Cu e Zn, conforme mostra a tabela 5.23.

Para Pb entretanto podemos observar uma diferença significativa na eficiência de remoção para o leito cultivado controle quadrado para os TDHs de 4 e 6 dias.

Tabela 5.24 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com controle quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,2 A	0,7 A	0,7 A	0,2 A	0,9
Manganês	1,5 A	1,8 A	2,6 A	0,8 A	2,4
Ferro	1,8 AB	1,9 AB	3,7 A	1,2 B	2,4
Cobre	1,9 A	4,1 A	2,0 A	3,0 A	3,3
Zinco	2,9 A	3,2 A	4,2 A	1,4 A	4,3
Chumbo	5,1 A	6,0 A	5,9 A	5,3 A	6,2

Analisando os dados apresentados na tabela 5.24 para o meio suporte na profundidade de 30 cm, podemos observar que a eficiência de remoção para o Fe é estatisticamente diferente ao nível de 5% entre o TDH de 4 e 6 dias.

Para Cr, Mn, Cu, Zn e Pb não há diferença significativa ao nível de 5% para os diferentes tempos de detenção hidráulicos.

Tabela 5.25 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com controle quadrado com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,3 A	0,3 A	0,3 A	0,2 A	0,3
Manganês	1,0 A	0,8 A	2,4 A	0,7 A	2,0
Ferro	2,0 A	1,7 A	3,4 A	1,4 A	2,1
Cobre	1,4 A	2,5 A	3,1 A	2,8 A	3,2
Zinco	1,7 B	1,5 B	5,2 A	1,3 B	3,4
Chumbo	5,8 A	4,5 A	7,8 A	5,6 A	6,3

O meio suporte na profundidade de 50 cm não apresentou diferença significativa na eficiência de remoção com os diferentes tempos de detenção hidráulicos, para Cr, Mn, Fe, Cu e Pb, conforme mostra a tabela 5.25.

Para o Zn foi observada uma diferença significativa ao nível de 5% na eficiência de remoção no leito cultivado controle quadrado e profundidade de 50 cm entre os TDHs de 2 e 4, 3 e 4, e, 4 e 6 dias.

5.4.3.2 Desempenho do leito cultivado controle quadrado

Para analisar o desempenho do leito cultivado controle quadrado (LCCQ) foi calculada a eficiência média de remoção a partir dos dados da concentração dos metais presentes no afluente e efluente do LCCQ. Para o cálculo da eficiência média de remoção foi utilizada a equação 5.3, sendo os valores apresentados na tabela 5.26.

Tabela 5.26 - Eficiência média de remoção do leito cultivado controle quadrado.

TDH	Eficiência média de remoção (%)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	59,6	88,1	74,2	94,9	98,3	60,2
3	46,8	86,8	72,7	98,4	97,8	65,6
4	75,3	98,9	92,0	99,7	99,4	89,5
6	99,3	99,5	90,2	99,5	98,1	96,3

Analisando a tabela 5.26 verifica-se que para os elementos Cr e Pb, as eficiências de 99,3 96,3% respectivamente foram obtidas com TDH de 6 dias, e as concentrações foram reduzidas a valores inferiores ao exigido pela norma do CONAMA nº 375 que define o valor de 0,5 mg.L⁻¹, para ambos os elementos.

Com o leito operando com TDH de 4 e 6 dias foi possível obter eficiência superior a 98,9% para o Mn e a concentração no efluente atendeu a legislação federal, ou seja foi inferior a 1,0 mg.L⁻¹, conforme mostra a tabela 5.27.

No Leito Cultivado Controle Quadrado, os metais Fe, Cu e Zn, para todos os TDHs, apresentaram concentrações inferiores ao nível permitido pela CONAMA nº 375, ou seja, a valores inferiores a 15,0 (Fe), 1,0 (Cu) e 5,0 (Zn), respectivamente.

Tabela 5.27 - Valores médios das concentrações (mg.L⁻¹) dos metais no efluente do leito cultivado controle quadrado para diferentes TDH.

TDH	Concentração (mg.L ⁻¹)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	2,04	1,53	5,09	0,72	0,23	1,33
3	4,96	2,20	5,90	0,31	0,43	1,26
4	0,78	0,12	2,16	0,03	0,16	0,36
6	0,01	0,03	1,30	0,16	0,24	0,17
VMP	0,50	1,00	15,00	1,00	5,00	0,50

VMP = Valor máximo permitido pela legislação CONAMA nº 375

5.5 ANÁLISE DO LEITO CULTIVADO RETANGULAR

O sistema de leito cultivado retangular foi composto por três unidades: leito cultivado com *Eleocharis* retangular (LCER), leito cultivado com *Typha* retangular (LCTR) e leito cultivado controle retangular (LCCR). Para cada unidade foram analisadas amostras do afluente, macrófitas (*Eleocharis* e *Typha*), meio suporte e efluente. Os resultados obtidos, para cada unidade descrita acima são apresentados e discutidos nos itens a seguir.

5.5.1 Leito Cultivado com *Eleocharis* Retangular (LCER)

5.5.1.1 Estudo da eficiência de remoção pelas folhas da macrófita *Eleocharis sp* no leito cultivado retangular

Foram analisadas amostras das folhas da macrófita *Eleocharis sp.* do leito cultivado de geometria retangular por um período de 20 semanas. O sistema foi operado com vazões de 600 L.dia⁻¹ (TDH 2 dias), 400 L.dia⁻¹ (TDH 3 dias), 300 L.dia⁻¹ (TDH 4 dias) e 200 L.dia⁻¹ (TDH 6 dias), sendo utilizadas cinco semanas de ensaio para cada TDH. Amostras na entrada (afluente) e na saída (efluente) do leito cultivado foram também coletadas e analisadas. Sendo a eficiência de remoção dos metais pelas folhas da macrófita *Eleocharis* calculada pela equação 5.1 e apresentadas na tabela 5.28.

Tabela 5.28 - Eficiência de remoção (%) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas de *Eleocharis sp.* no leito cultivado retangular.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	1	58,4	86,8	87,7	92,7	95,7	44,1
	2	27,8	84,4	94,7	45,1	97,5	14,0
	3	45,1	93,5	86,0	74,8	95,4	56,5
	4	28,5	91,9	86,3	41,9	95,0	32,6
	5	36,0	92,2	90,2	44,5	82,6	37,8
3	1	41,3	93,2	85,0	20,4	88,1	17,5
	2	60,9	89,9	92,5	61,8	92,6	40,9
	3	50,4	84,2	92,4	82,1	81,9	8,0
	4	37,9	93,8	93,6	30,1	89,0	--
	5	22,5	76,1	88,6	40,2	89,6	--
4	1	95,6	96,4	96,8	51,6	95,3	73,0
	2	97,4	94,5	95,6	81,2	96,8	70,9
	3	93,1	88,9	93,4	26,3	94,4	7,6
	4	64,5	89,8	91,7	61,6	94,8	66,5
	5	98,2	94,3	94,4	64,2	93,5	72,2
6	1	94,9	93,8	94,5	69,2	93,2	67,8
	2	97,3	87,0	94,8	72,5	96,9	60,1
	3	84,2	90,1	90,3	45,0	96,6	77,2
	4	96,0	90,7	95,1	69,0	97,2	87,2
	5	96,6	91,0	97,3	63,2	97,1	84,0

A figura 5.26 representa a média da eficiência de remoção para as cinco semanas de estudo com diferentes tempos de detenção hidráulica. Para os elementos Cr, Fe, Cu, Zn e Pb a eficiência de remoção foi maior quando o LC foi operado com TDH de 6 dias, enquanto que para o Mn o TDH de 4 dias apresentou um melhor desempenho.

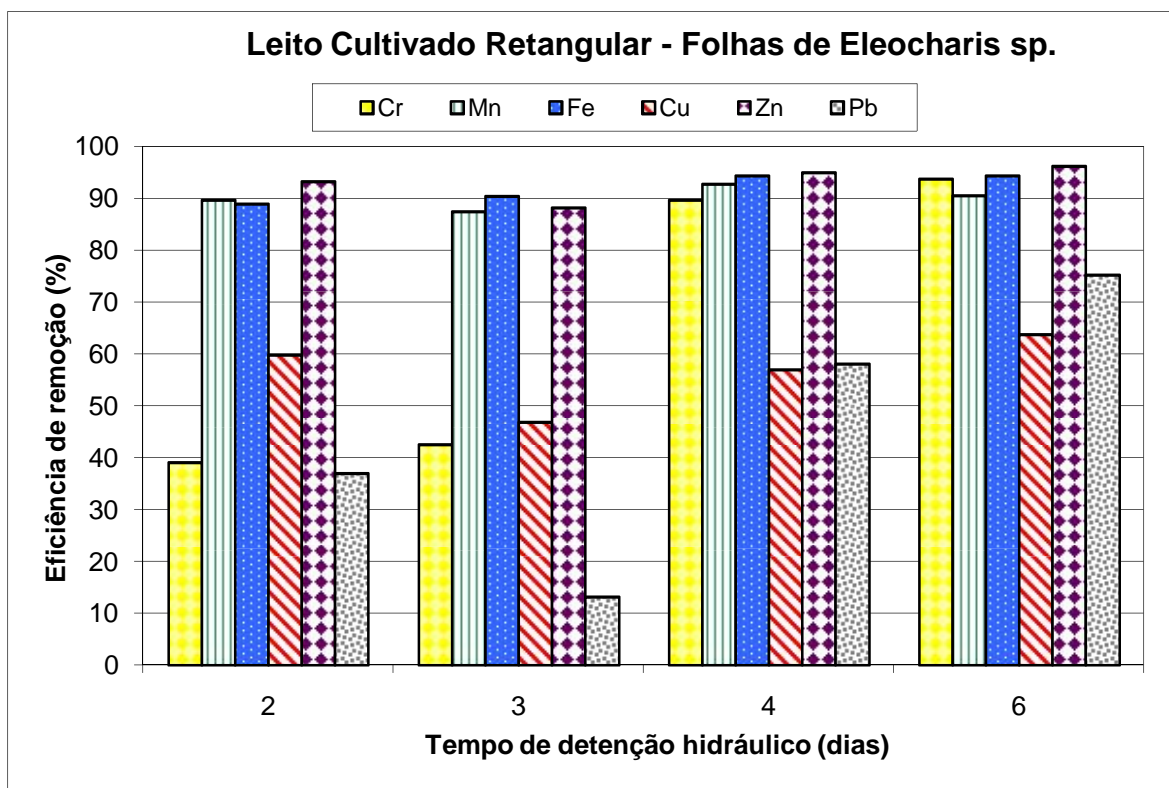


Figura 5.26 - Eficiência de remoção média para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas da macrófita *Eleocharis sp* no leito cultivado retangular com diferentes tempos de detenção hidráulica.

Tabela 5.29 - Análise estatística da remoção de metais pela *Eleocharis* no leito cultivado retangular com diferentes TDH.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	1,3 B	1,5 B	18,5 A	9,5 AB	11,1
Manganês	31,2 B	32,7 AB	53,6 A	38,1 AB	23,3
Ferro	42,6 B	65,9 AB	99,8 A	70,3 AB	35,0
Cobre	8,7 A	9,4 A	16,0 A	12,2 A	17,0
Zinco	52,9 AB	50,6 B	76,4 A	74,7 AB	25,4
Chumbo	7,9 BC	3,3 C	29,8 AB	46,2 A	26,2

Pela análise estatística realizada conforme tabela 5.29, verifica-se que ocorreu uma diferença significativa ao nível de 5% na eficiência média de remoção

dos metais Cr, Mn, Fe, Zn e Pb pela macrófita *Eleocharis* quando o LC foi operado com os TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Para o Cr existe diferença significativa na remoção pelas folhas de *Eleocharis* no leito cultivado retangular entre os TDHs de 2 e 4 dias e, 3 e 4 dias.

Para Mn e Fe a diferença é significativa entre os TDHs de 2 e 4 dias, enquanto que para Zn entre os TDHs de 3 e 4 dias.

No caso do elemento Pb a diferença significativa na eficiência de remoção pelas folhas de *Eleocharis* no leito cultivado retangular ocorreu para os tempos de detenção hidráulica de 2 e 6 dias e, 3 e 6 dias.

5.5.1.2 Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado retangular com *Eleocharis sp.*

As amostras do meio suporte do Leito Cultivado Retangular com *Eleocharis sp.* foram coletadas em diferentes profundidades (10, 30 e 50 cm). Após a determinação da concentração dos metais (Anexo B1) nas amostras do meio suporte, a eficiência de remoção foi calculada empregando a equação 5.2.

Para o Cr o maior valor de eficiência foi observado para a profundidade de 10 cm e TDH de 3 dias. Com o aumento do TDH a absorção de Cr pelo perfil do meio suporte reduz, com conseqüente redução da eficiência de remoção conforme mostra a figura 5.27, principalmente na camada superior 10 e 30 cm, sendo que a eficiência de remoção para o TDH de 6 dias foi inferior a 3,2%.

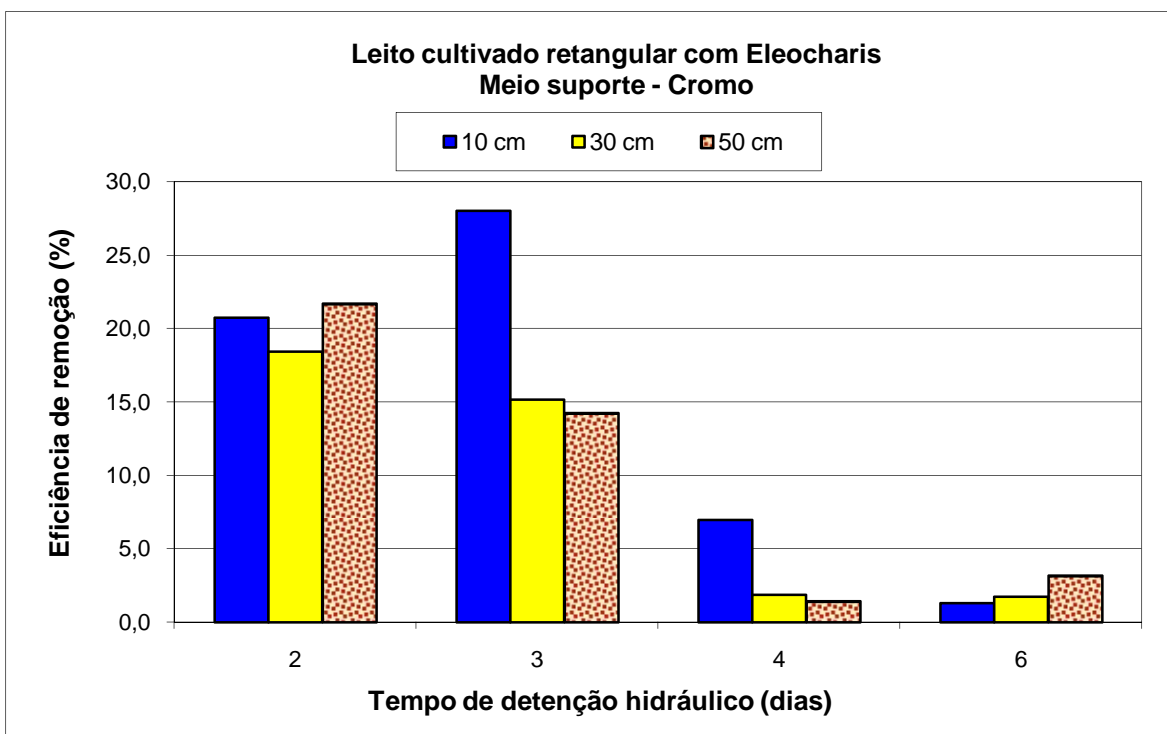


Figura 5.27 - Eficiência média de remoção do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Eleocharis sp.*

Observando a figura 5.28 nota-se que para o metal Mn as melhores eficiências médias foram observadas com o TDH de 3 dias em todas as profundidades.

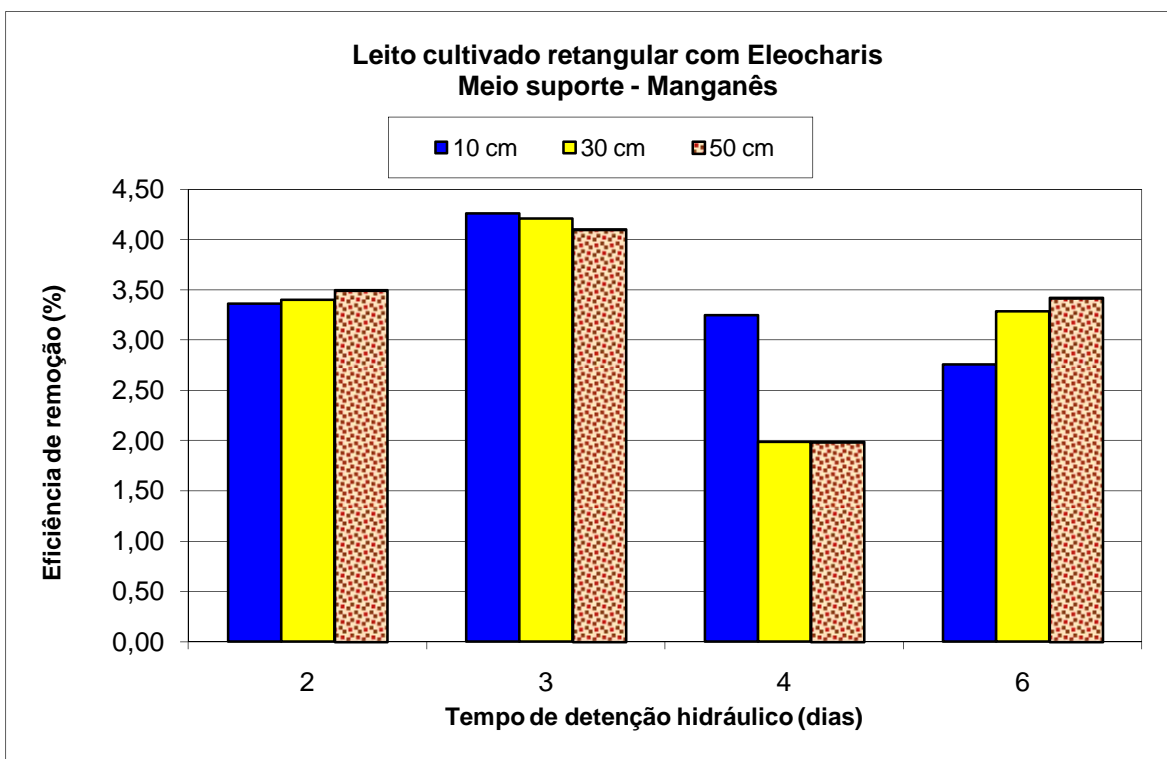


Figura 5.28 - Eficiência média de remoção do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Eleocharis sp.*

Na remoção do Fe o meio suporte operando com o TDH de 2 dias apresentou as maiores eficiências de remoção na profundidade de 10 cm. Pode-se observar que a eficiência de remoção descrece com o aumento do TDH para todas as profundidades, como pode ser visto pela figura 5.29.

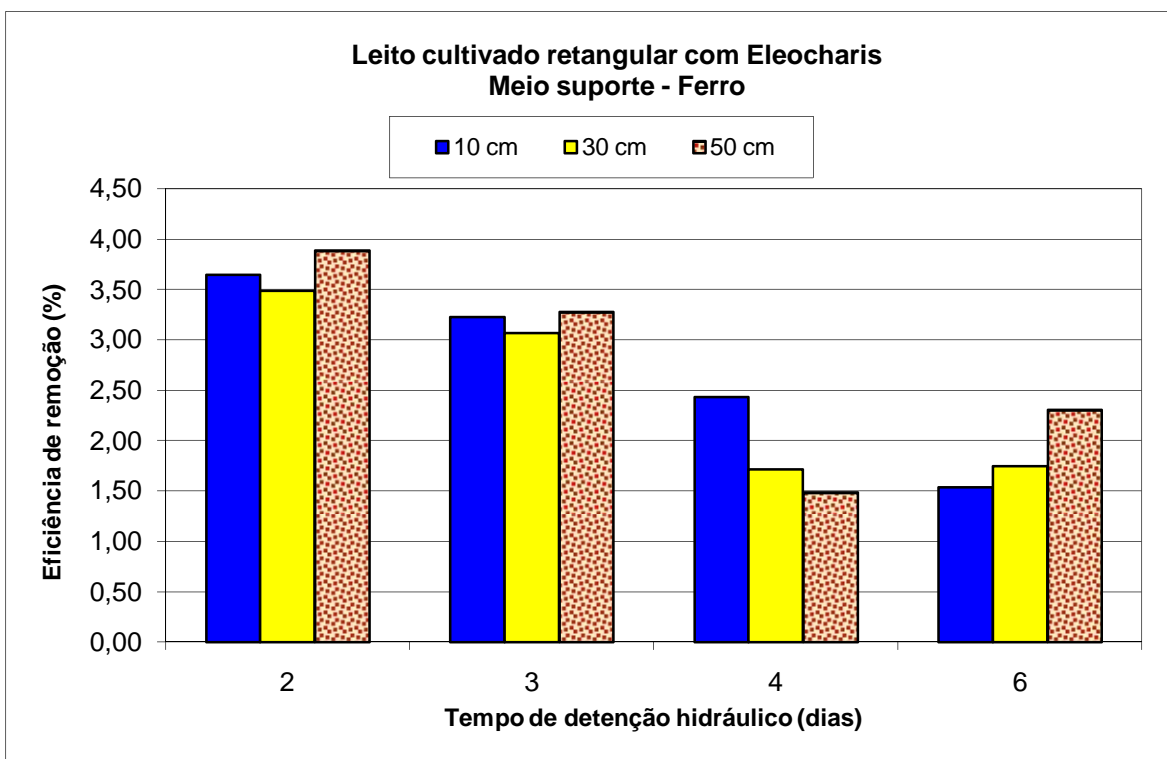


Figura 5.29 - Eficiência média de remoção do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de retenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Eleocharis sp.*

Os dados plotados na figura 5.30 mostram que a máxima eficiência média de remoção do Cu pelo perfil nas profundidades de 10, 30 e 50 cm do meio suporte, foi quando o LC operou com o TDH de 3 dias.

Para o TDH de 6 dias houve decréscimo na eficiência de remoção com o aumento da profundidade. Fato inverso ocorreu para o TDH de 2 dias observando-se um acréscimo da eficiência com o aumento da profundidade, como mostra a figura 5.30.

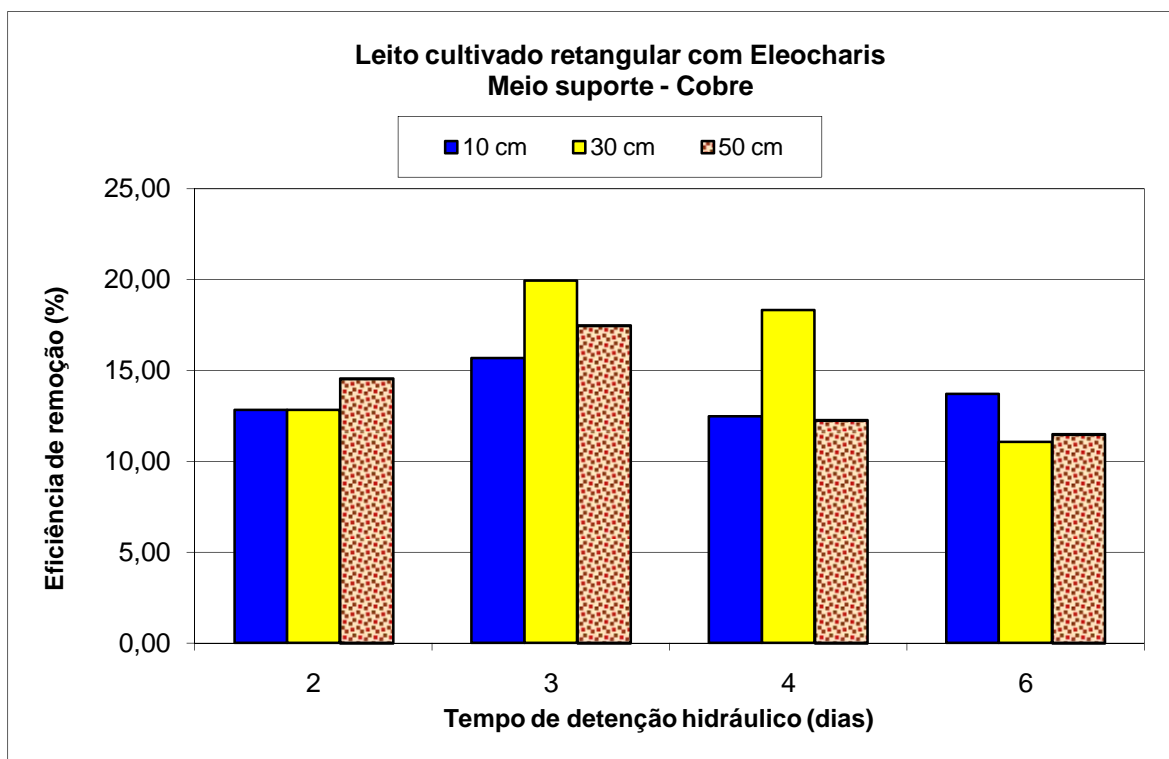


Figura 5.30 - Eficiência média de remoção do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Eleocharis sp.*

Analisando o comportamento do meio suporte do LCER na remoção do Zn, a maior eficiência de remoção pelo perfil do meio suporte ocorreu com o leito operando com TDH de 3 dias, comportamento semelhante ao observado para o Cu. A eficiência de remoção realizada pelo meio suporte foi praticamente igual quando o LC foi operado com o TDH de 6 dias, sendo neste caso observado também os menores valores de eficiência de remoção (figura 5.31).

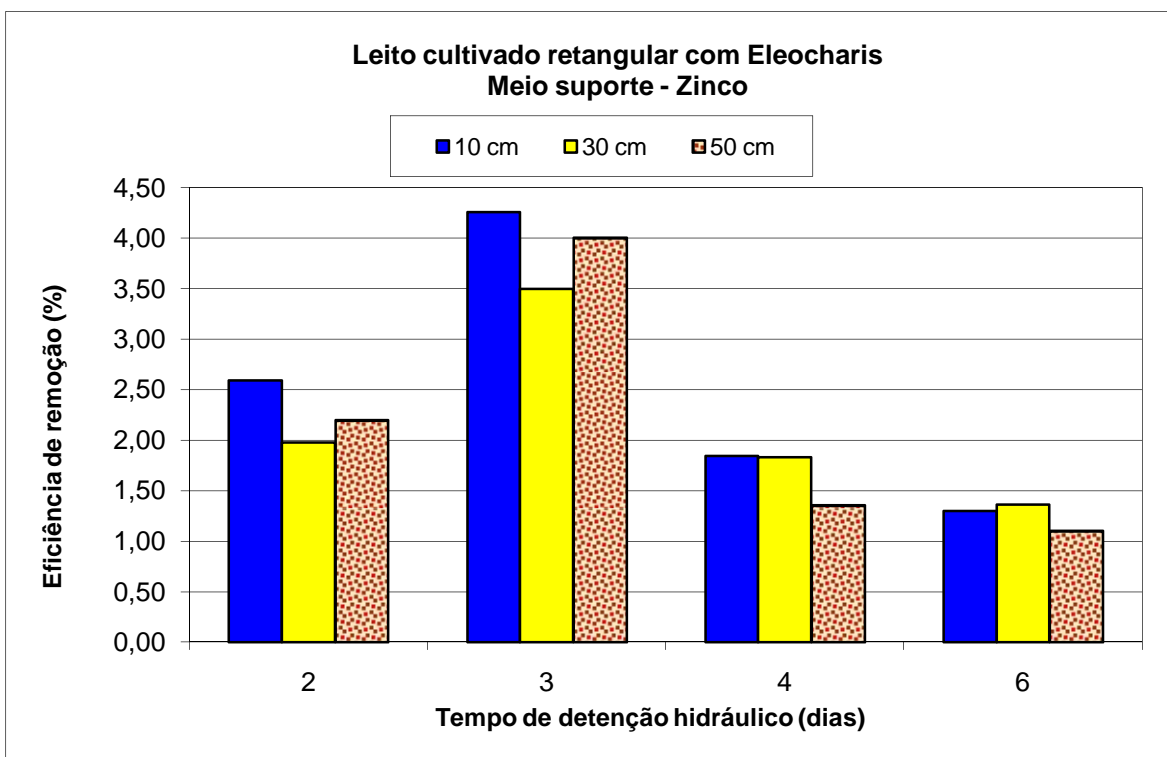


Figura 5.31 - Eficiência de remoção média do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Eleocharis sp.*

Analisando a figura 5.32, verifica-se que a eficiência de remoção do Pb pelo meio suporte do LC foi maior quando o leito operou com o TDH de 3 dias para todas as profundidades.

O desempenho do LC na remoção do Cr, Zn e Pb teve comportamento semelhante quando o leito foi operado com o TDH de 6 dias, obtendo-se neste caso os menores valores da eficiência de remoção.

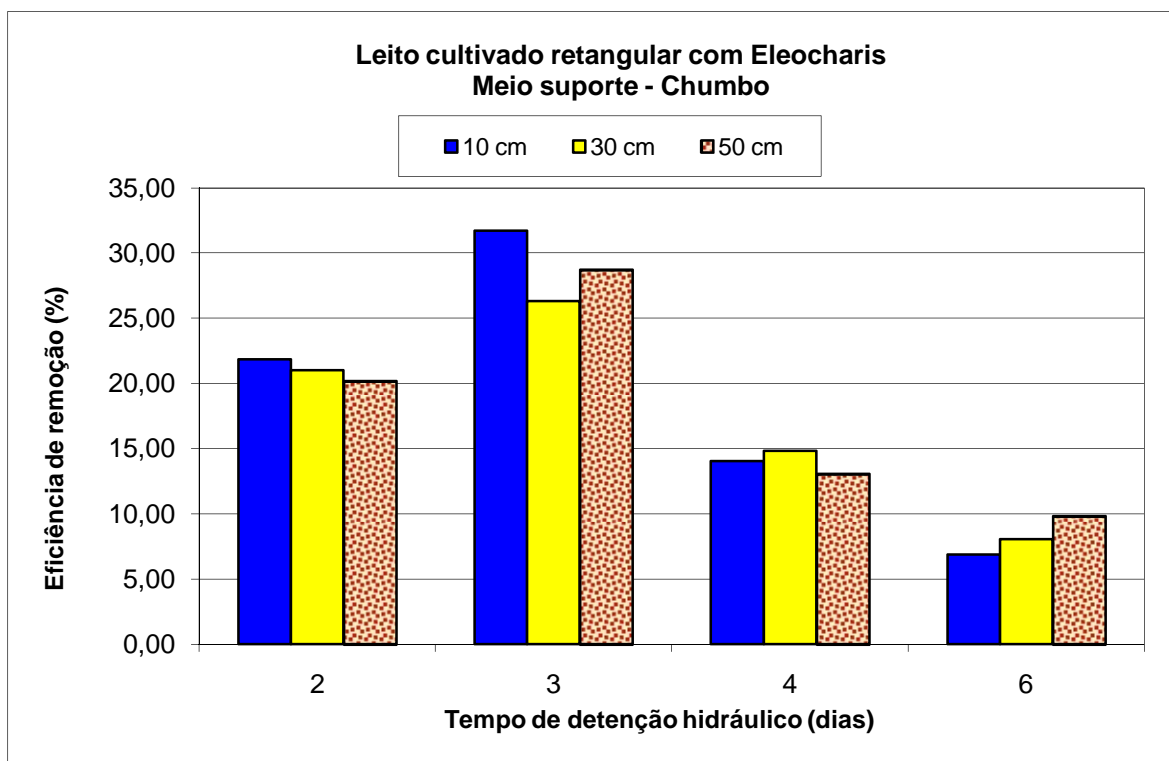


Figura 5.32 - Eficiência média de remoção do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Eleocharis* sp.

Tabela 5.30 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com *Eleocharis* retangular com diferentes TDH.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,7 AB	0,9 A	0,5 AB	0,1 B	0,7
Manganês	1,0 A	1,6 A	1,8 A	1,1 A	1,7
Ferro	1,6 A	2,2 A	2,3 A	1,1 A	1,9
Cobre	1,3 A	2,2 A	3,1 A	2,7 A	2,2
Zinco	1,0 A	2,3 A	1,4 A	1,0 A	1,5
Chumbo	4,1 A	7,9 A	6,4 A	3,8 A	5,3

Através da análise estatística realizada para a eficiência de remoção pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com *Eleocharis* retangular, conforme a tabela 5.30, não ocorreu diferença significativa na eficiência média de remoção dos metais Mn, Fe, Cu, Zn e Pb quando o leito foi operado com os TDH 2, 3, 4 e 6 dias. Para o Cr foi observada uma diferença significativa ao nível de 5% na eficiência de remoção do na profundidade de 10 cm para os TDHs de 3 e 6 dias.

Tabela 5.31 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com *ELeocharis* retangular com diferente TDH.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,6 A	0,5 AB	0,3 AB	0,1 B	0,4
Manganês	1,1 A	1,6 A	1,0 A	1,2 A	0,9
Ferro	1,5 A	2,0 A	1,9 A	1,2 A	1,3
Cobre	1,3 A	3,0 A	3,6 A	2,2 A	3,4
Zinco	0,8 B	1,9 A	1,5 AB	1,0 AB	1,0
Chumbo	4,1 A	6,1 A	5,4 A	3,8 A	3,8

Para a profundidade de 30 cm não houve diferença significativa entre os valores de eficiência de remoção obtida pelo meio suporte os metais Mn, Fe, Cu e Pb. A diferença significativa entre os valores de eficiência de remoção pelo meio suporte na profundidade de 30 cm, foi verificada para o Cr com TDHs de 2 e 6 e para o Zn com TDHs de 2 e 3 dias, conforme mostra a tabela 5.31.

Tabela 5.32 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com *Eleocharis* retangular com diferente TDH.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,7 A	0,5 A	0,2 A	0,3 A	0,4
Manganês	1,1 A	1,5 A	1,1 A	1,4 A	1,2
Ferro	1,7 A	2,1 A	1,6 A	1,6 A	1,3
Cobre	1,5 A	2,5 A	2,9 A	2,2 A	2,2
Zinco	1,0 B	2,2 A	1,1 B	0,8 B	1,0
Chumbo	4,0 A	6,9 A	5,2 A	5,4 A	5,0

A remoção de Cr, Mn, Fe, Cu e Pb pelo meio suporte na profundidade de 50 cm do leito cultivado retangular com *Eleocharis* não apresentou diferença significativa na eficiência de remoção para os diferentes TDH utilizados durante o período de estudo, ou seja, com os TDH 2,3, 4 e 6 dias a eficiência de remoção foi estatisticamente igual. Para Zn foi observada diferença significativa ao nível de 5% na eficiência de remoção para os TDHs de 2 e 3 dias, 2 e 4 dias, e, 2 e 6 dias, conforme tabela 5.32.

5.5.1.3 Desempenho do Leito cultivado com *Eleocharis* retangular

Foram analisadas amostras do afluente e efluente do leito cultivado com *Eleocharis* de geometria retangular para os TDH de 2, 3, 4 e 6 dias sendo os dados apresentados em anexo B1. Com os valores da concentração no afluente e efluente utilizou-se a equação 5.3 para determinar a eficiência média de remoção do leito cultivado.

Tabela 5.33 - Eficiência média de remoção do leite cultivado com *Eleocharis* retangular.

TDH	Eficiência média de remoção (%)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	85,2	99,2	94,5	99,6	95,7	99,0
3	88,4	99,7	79,1	99,3	97,2	98,6
4	98,2	99,8	64,2	99,6	98,1	99,2
6	96,8	98,9	76,6	99,1	98,2	97,7

Analisando a tabela 5.33 verificou-se que a eficiência média de remoção dos micronutrientes (Mn, Fe, Cu e Zn) pelo sistema de leite cultivado com *Eleocharis* retangular variou de 64% para o Fe até 100% obtido para o Mn.

Tabela 5.34 - Valores médios das concentrações dos metais no efluente do leite cultivado com *Eleocharis* retangular para diferentes TDH.

TDH	Concentração (mg.L ⁻¹)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	1,42	0,20	3,30	0,05	0,70	0,37
3	0,67	0,16	5,37	0,09	0,76	1,22
4	0,77	0,13	4,22	0,05	0,15	0,51
6	0,55	0,26	5,76	0,17	0,49	1,34
VMP	0,50	1,00	15,00	1,00	5,00	0,50

VMP = Valor máximo permitido pela legislação CONAMA nº 375

Com estas eficiências, as concentrações médias de Mn, Fe, Cu e Zn no efluente foram reduzidas aos níveis permitidos pela legislação do CONAMA nº 375 (tabela 3.6), quando o LC operou com os TDHs de 2, 3, 4 e 6 dias, conforme pode ser observado pela tabela 5.34.

A máxima eficiência para Cr foi de 98% enquanto que para o Pb o valor foi de 99%. A concentração de Pb foi inferior ao limite estabelecido pela CONAMA nº 357 quando o leito foi operado com o TDH de 2 enquanto que para o Cr o valor mínimo da concentração no efluente foi verificada com TDH de 6 dias, mas cujo valor ($0,6 \text{ mg.L}^{-1}$) está ligeiramente superior ao limite ($0,5 \text{ mg.L}^{-1}$) da norma CONAMA nº 375, conforme mostra a tabela 5.34.

5.5.2 Leito Cultivado com *Typha* Retangular (LCTR)

5.5.2.1 Estudo da eficiência de remoção pelas folhas da macrófita *Typha sp* no leito cultivado retangular

Foram analisadas amostras das folhas da macrófita *Typha sp.* (taboa) do leito cultivado de geometria quadrada. O sistema foi operado com vazões de 600 L.dia^{-1} (TDH 2 dias), 400 L.dia^{-1} (TDH 3 dias), 300 L.dia^{-1} (TDH 4 dias) e 200 L.dia^{-1} (TDH 6 dias), sendo utilizadas cinco semanas de ensaio para cada TDH. Através da análise das amostras da macrófita *Typha sp* e do meio suporte do leito cultivado, calculou-se a eficiência utilizando a equação 5.1.

Tabela 5.35 - Eficiência de remoção (%) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas de *Typha sp.* no leito cultivado retangular.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	1	80,3	94,6	90,6	79,2	95,7	65,1
	2	91,3	95,9	96,0	66,3	90,9	56,3
	3	79,0	92,2	95,7	70,3	86,0	65,8
	4	86,2	93,5	94,8	71,6	88,8	61,1
	5	84,7	93,3	95,8	88,7	95,3	72,5
3	1	89,6	98,0	98,4	73,2	85,4	92,6
	2	80,4	93,1	94,8	75,7	86,8	67,5
	3	35,8	81,4	73,3	21,1	75,9	86,2
	4	92,5	94,9	95,2	56,4	90,8	84,5
	5	29,4	88,5	86,2	78,1	93,0	40,6
4	1	93,0	86,7	97,9	94,7	94,8	94,3
	2	91,5	97,8	95,4	83,5	88,6	91,8
	3	91,7	96,3	93,8	65,0	72,8	92,6
	4	94,6	95,6	95,5	68,9	91,1	
	5	89,7	80,4	93,5	74,0	86,8	69,1
6	1	96,7	96,2	97,6	59,0	91,8	95,4
	2	68,2	97,7	96,6	74,4	97,3	51,5
	3	57,5	93,1	91,1	44,6	94,2	28,7
	4	35,7	92,2	92,6	81,4	89,8	57,2
	5	93,1	92,8	95,3	87,4	94,6	73,9

A figura 5.33 representa a média das eficiências de remoção realizada pela macrófita *Typha sp.* para as cinco semanas de estudo com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias. Detectou-se para os metais Mn e Fe a eficiência de remoção foi maior quando o sistema operou com TDH de 6 dias, enquanto que para Cr, Cu e Pb TDH de 4 dias apresentou um melhor desempenho. Para o Zn quando o leito operou com o TDH de 6 dias a macrófita *Typha* teve a maior eficiência de remoção.

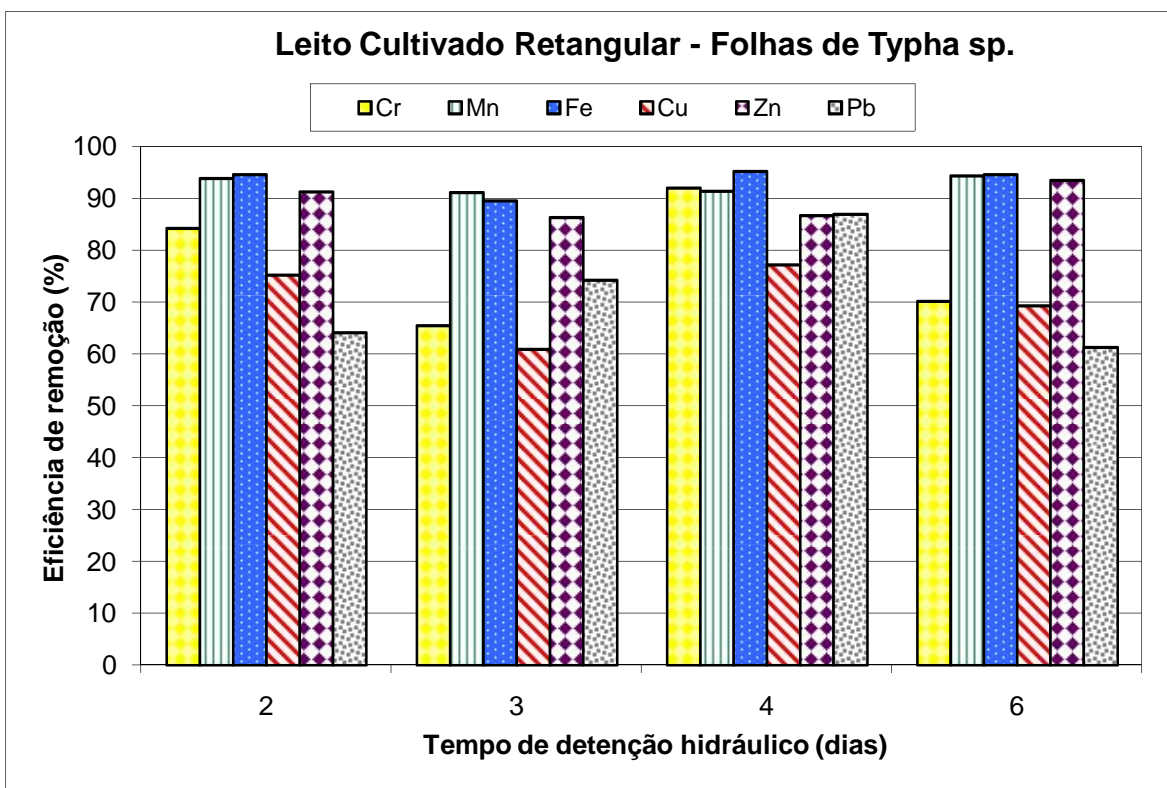


Figura 5.33 - Eficiência de média remoção para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb pelas folhas da macrófita *Typha* sp no leito cultivado retangular com diferentes tempos de retenção hidráulica.

Com os dados de eficiência de remoção pelas folhas da macrófita *Typha* foi realizada a análise estatística utilizando o teste de Tukey para verificar a diferença ou igualdade entre os valores de eficiência média de remoção de metais (tabela 5.36).

Tabela 5.36 - Análise estatística da remoção de metais pela *Typha* no leito cultivado retangular com diferentes TDH.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	2,9 B	2,2 B	13,0 A	5,0 AB	9,3
Manganês	20,2 A	29,4 A	26,1 A	22,3 A	18,1
Ferro	42,4 B	45,5 AB	67,0 A	61,7 AB	24,5
Cobre	9,0 A	5,9 A	14,6 A	7,1 A	11,9
Zinco	50,8 AB	45,1 B	72,4 A	98,3 A	47,9
Chumbo	8,1 B	11,6 B	45,4 A	13,2 B	29,7

Analisando os valores de eficiência de remoção dos metais pela *Typha* apresentados na tabela 5.36, nota-se que para os metais Mn e Cu não houve diferença significativa ao nível de 5% na eficiência de remoção com os diferentes TDH utilizados para operar o LCTR. Para o Cr podemos verificar que houve diferença significativa entre os valores da eficiência de remoção para os TDHS de 2 e 4 dias e, 3 e 4 dias, sendo a eficiência de remoção máxima observada para o TDH de 4 dias (13%). Para Fe houve diferença significativa entre os TDHs de 2 e 4 dias, enquanto que para Zn a diferença foi significativa para os TDHs de 3 e 6 dias.

5.5.2.2 Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado retangular com *Typha sp.*

Após a determinação da concentração dos metais no perfil do meio suporte do leito cultivado retangular com *Typha* (Anexos B2), foram calculadas as eficiências de remoção do meio suporte para as profundidades de 10, 30 e 50 cm, através da equação 5.2. Nas figuras 5.34 a 5.39 são apresentas as eficiências médias de remoção para Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb, respectivamente.

Analisando a remoção do Cr pelo meio suporte do LC com *Typha* retangular na figura 5.34, verifica-se que a profundidade de 10 cm e TDH de 6 dias foi mais eficiente na remoção do Cr. Para as profundidades de 30 e 50 cm as melhores eficiências foram observadas com TDH de 3 dias. As menores eficiências observadas para o TDH de 4 dias em todas as profundidades.

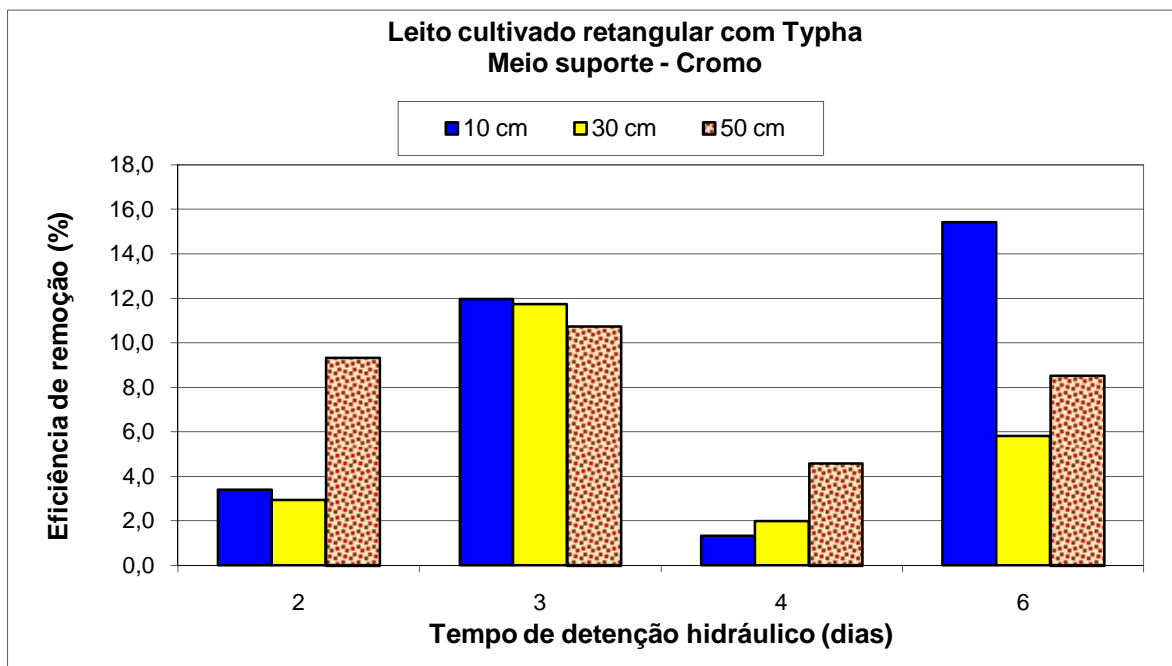


Figura 5.34 - Eficiência média de remoção do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Typha sp.*

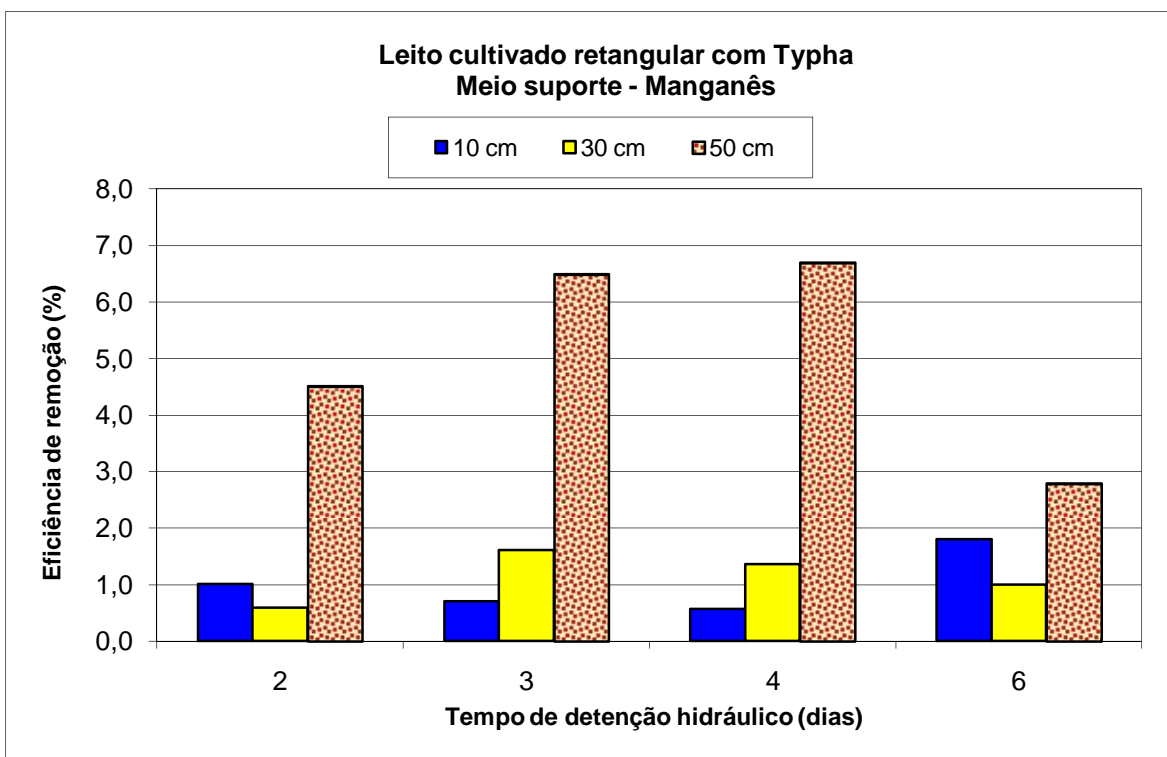


Figura 5.35 - Eficiência média de remoção do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Typha sp.*

Pode-se verificar que o Mn na profundidade de 50 cm teve o valor mais elevado de eficiência de remoção quando o sistema foi operado com TDH 4 dias, enquanto para a profundidade de 10 cm o valor máximo da eficiência de remoção pelo meio suporte ocorreu com o TDH de 6 dias. Na profundidade de 30 cm a melhor eficiência foi observada com TDH de 3 dias, mas como pode ser observado pela figura 5.35 na profundidade de 50 cm foram observados os valores máximos da eficiência de remoção quando comparado as outras profundidades.

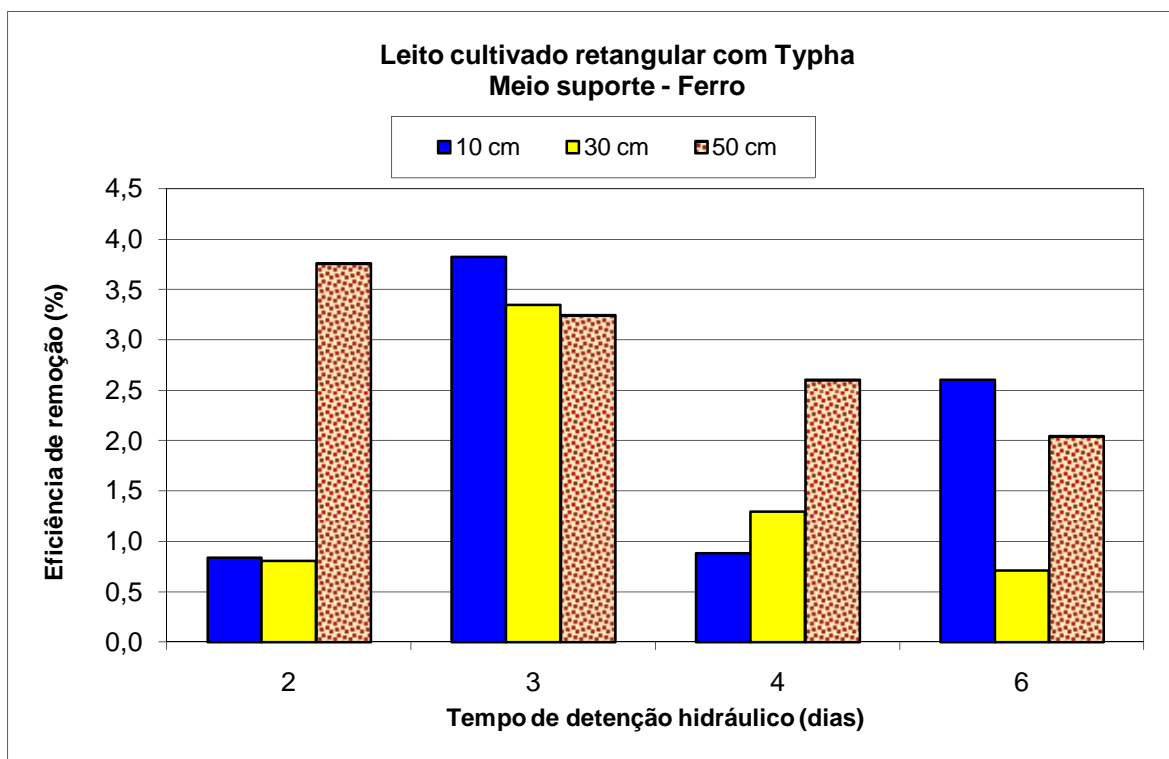


Figura 5.36 - Eficiência média de remoção do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Typha sp.*

O meio suporte na profundidade de 50 cm foi o principal responsável pela remoção do metal Fe quando o LC foi operado com o TDH de 2 dias. Nas profundidades de 10 e 30 cm os valores máximos da eficiência de remoção foram verificados para o TDH de 3 dias. Pode-se observar ainda que na profundidade de 50 cm há um decréscimo da eficiência de remoção com o aumento do TDH, conforme mostra a figura 5.36.

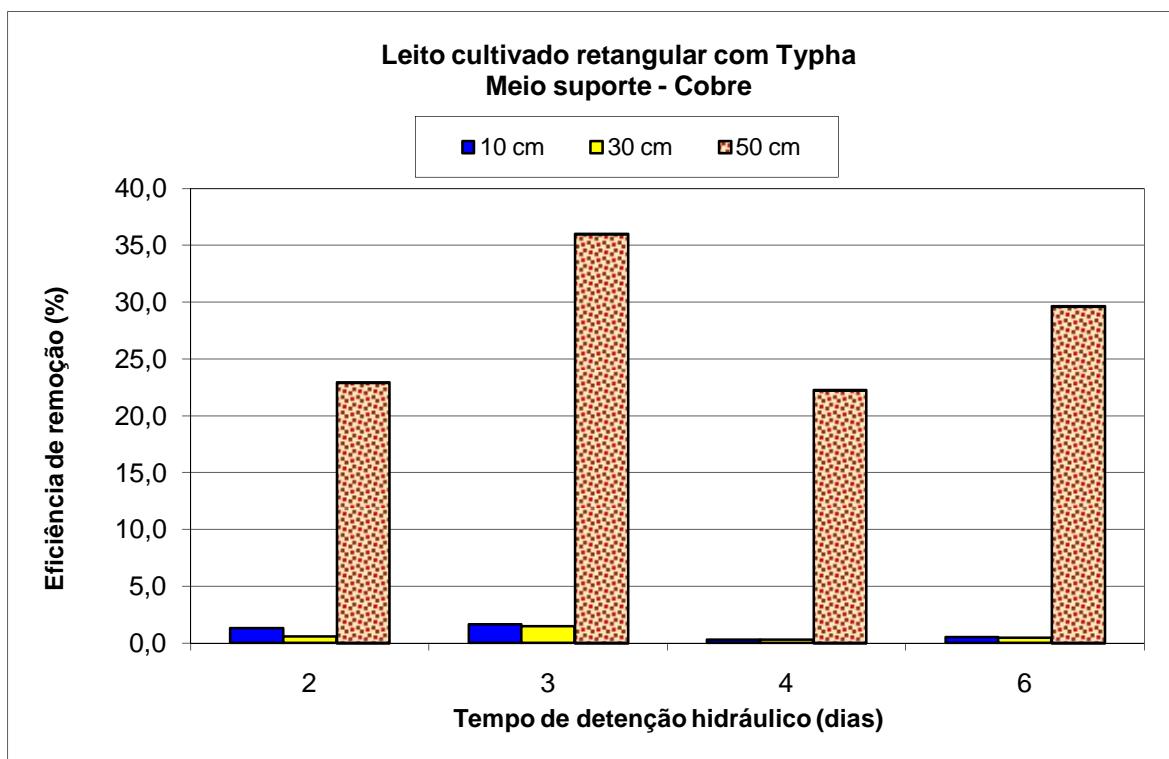


Figura 5.37 - Eficiência média de remoção do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Typha sp.*

Pela figura 5.37, podemos verificar que na profundidade de 50 cm foram obtidas as melhores eficiências de remoção, e os valores foram bem mais elevados que nas outras profundidades. Para as outras profundidades, 10 e 30 cm a eficiência de remoção foi melhor quando o leito cultivado operou com TDH de 3 dias.

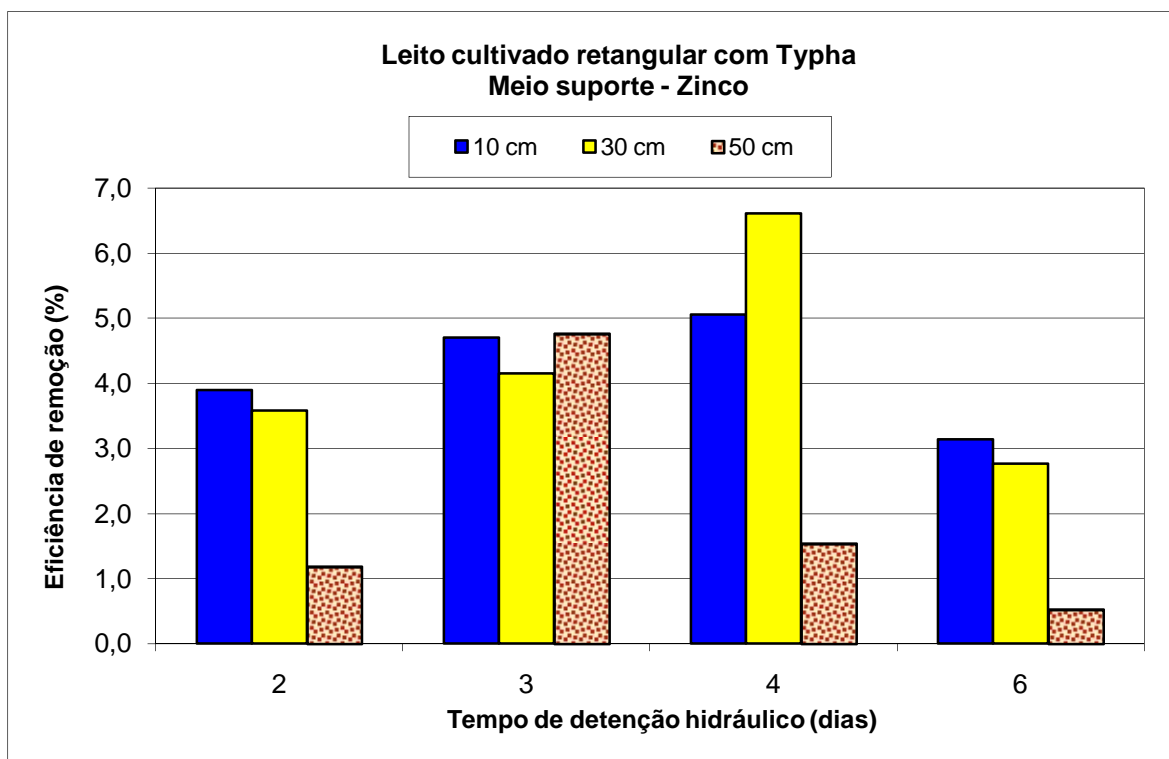


Figura 5.38 - Eficiência média de remoção do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Typha sp.*

]

Analisando os dados apresentados na figura 5.38, o meio suporte na profundidade de 30 cm foi mais eficiente na remoção do Zn com o TDH de 4 dias, sendo a principal camada do meio suporte na remoção do Zn. Nas profundidades de 10 e 30 cm o TDH de 4 dias foi mais eficiente.

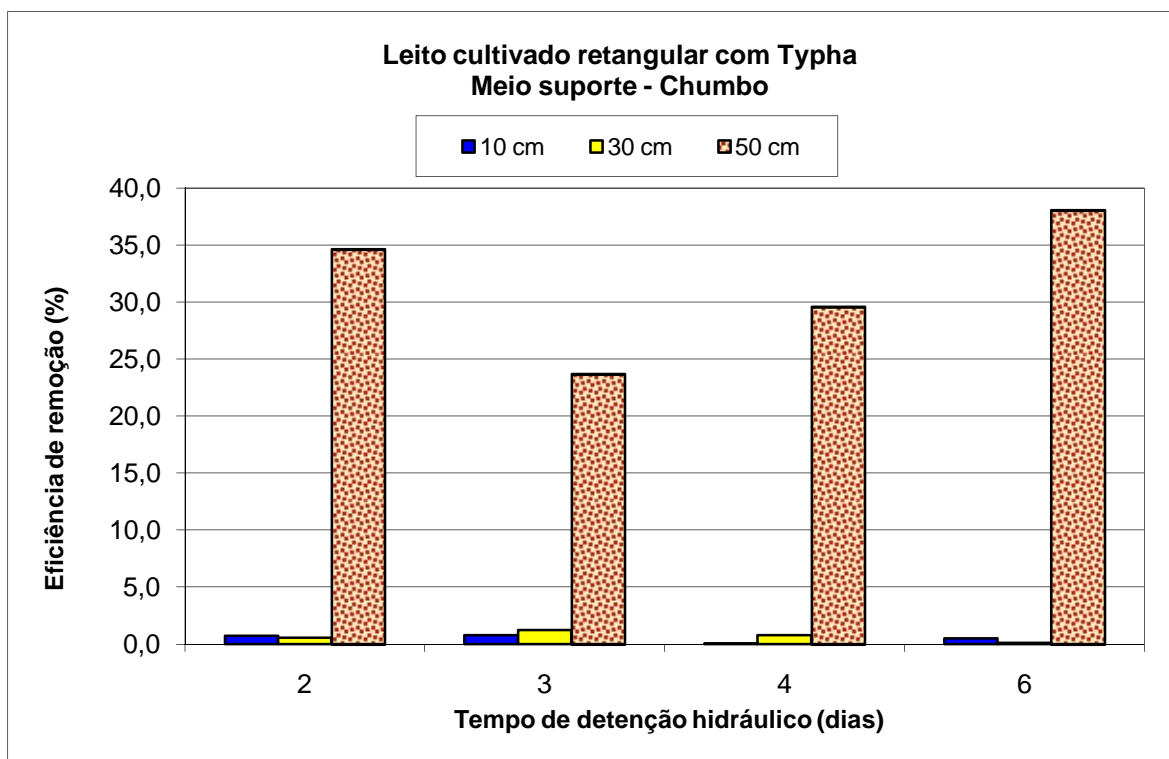


Figura 5.39 - Eficiência média de remoção do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado retangular com *Typha sp.*

O biofilme presente na profundidade de 50 cm do meio suporte se mostrou mais eficiente na remoção do Pb para todos os tempos de detenção hidráulico. Para as profundidades de 10 e 30 cm as eficiências de remoção foram bem inferiores aos observados na profundidade de 50 cm (figura 5.39).

Tabela 5.37 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com *Typha* retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,1 A	0,4 A	0,2 A	0,4 A	0,6
Manganês	0,2 A	0,2 A	0,2 A	0,4 A	0,5
Ferro	0,4 A	1,4 A	0,6 A	1,7 A	2,2
Cobre	0,1 A	0,2 A	0,0 A	0,1 A	0,2
Zinco	1,8 A	2,1 A	3,7 A	3,0 A	2,3
Chumbo	0,1 A	0,1 A	0,0 A	0,1 A	0,1

Analisando os dados apresentados na tabela 5.37 para profundidade de 10 cm, verificou-se não houve diferença significativa na eficiência de remoção do meio suporte para nenhum dos metais.

Tabela 5.38 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com *Typha* retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,1 A	0,4 A	0,2 A	0,2 A	0,6
Manganês	0,1 A	0,5 A	0,3 A	0,2 A	0,6
Ferro	0,4 A	1,4 A	0,9 A	0,5 A	1,3
Cobre	0,0 A	0,1 A	0,0 A	0,0 A	0,1
Zinco	1,8 B	2,0 B	3,7 A	2,8 AB	1,6
Chumbo	0,1 A	0,2 A	0,1 A	0,0 A	0,2

A análise estatística realizada para a eficiência de remoção do meio suporte na profundidade de 30 cm, apresentada na tabela 5.38, indica que ocorreu diferença significativa ao nível de 5% na eficiência média de remoção apenas para o elemento Zn entre os TDHs de 2 e 4 dias, e, 3 e 4 dias. A máxima eficiência foi observada para o TDH de 4 dias.

Tabela 5.39 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com *Typha* retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,3 A	0,4 A	0,7 A	0,2 A	0,6
Manganês	0,9 A	1,8 A	1,2 A	0,7 A	1,6
Ferro	1,6 A	1,5 A	1,8 A	1,3 A	1,4
Cobre	2,2 A	3,6 A	3,3 A	3,5 A	3,6
Zinco	0,6 A	2,1 A	0,9 A	0,5 A	1,9
Chumbo	4,4 A	3,8 A	5,6 A	4,3 A	4,8

Os resultados apresentados na tabela 5.39, mostram que não houve diferença significativa na eficiência de remoção para nenhum dos elementos pelo meio suporte na profundidade de 50 cm quando o LCTR operou com os diferentes tempos de detenção hidráulico.

5.5.2.3 Desempenho do leito cultivado com *Typha* retangular

Para analisar o desempenho do leito cultivado com *Typha* retangular foi calculada a eficiência média de remoção utilizando a equação 5.3, com os dados de concentração dos metais presentes no afluente e efluente do LCTR apresentados no anexo B2, sendo os valores obtidos apresentados na tabela 5.40.

Tabela 5.40 - Eficiência média de remoção do leito cultivado com *Typha* retangular

TDH	Eficiência média de remoção (%)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	76,1	95,9	93,0	91,9	35,2	81,5
3	75,7	93,1	87,7	89,2	29,9	95,6
4	92,8	98,3	90,1	97,3	95,1	98,9
6	92,5	98,1	91,9	95,8	92,4	97,1

Analisando as tabelas 5.40 e 5.41 pode-se observar que o LCTR reduziu a concentração de Cr ao nível permitido pela legislação do CONAMA nº 375, apenas quando o leito foi operado com o TDH de 6 dias com uma eficiência de remoção igual a 92,5%. Com o LC operando com os TDH de 4 e 6 dias foi possível reduzir a concentração de Mn no efluente a valores inferiores a 1,0 mg.L⁻¹ exigido pela legislação.

Para o Pb os TDH de 4 e 6 dias reduziram as concentrações no efluente aos níveis exigidos pela legislação, ou seja, a valores inferiores a 0,5 mg.L⁻¹.

Tabela 5.41 - Valores médios das concentrações dos metais no efluente do leito cultivado com *Typha* retangular para diferentes TDH.

TDH	Concentração (mg.L ⁻¹)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	1,16	1,08	2,57	0,70	0,57	1,27
3	2,45	2,55	9,12	0,82	0,39	0,77
4	1,06	0,79	6,18	0,37	0,26	0,23
6	0,50	0,56	6,11	0,34	0,18	0,24
VMP	0,50	1,00	15,00	1,00	5,00	0,50

VMP = Valor máximo permitido pela legislação CONAMA nº 375

Quanto aos metais Fe, Cu e Zn as concentrações médias foram reduzidas aos níveis permitidos pela norma CONAMA nº 375 para todos os tempos de detenção hidráulico, conforme mostra a tabela 5.41.

5.5.3 Leito Cultivado Controle Retangular

5.5.3.1 Estudo da eficiência de remoção pelo meio suporte no leito cultivado controle retangular

Com os dados da concentração dos metais Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb que foram detectados no afluente, efluente e no perfil (profundidades de 10, 30 e 50 cm) do meio suporte do leito cultivado controle quadrado, foi calculado a eficiência de remoção do perfil do meio suporte utilizando a equação 5.2 sendo o valor de C_f igual a zero.

Analisando a remoção do Cr pelo meio suporte, verificou-se que as profundidades de 10 e 50 cm foram mais eficientes na remoção do Cr. Na profundidade de 10 cm a maior eficiência de remoção foi obtida com o TDH de 3 dias, e na profundidade de 50 cm com o TDH de 6 dias, conforme pode ser observado na figura 5.40.

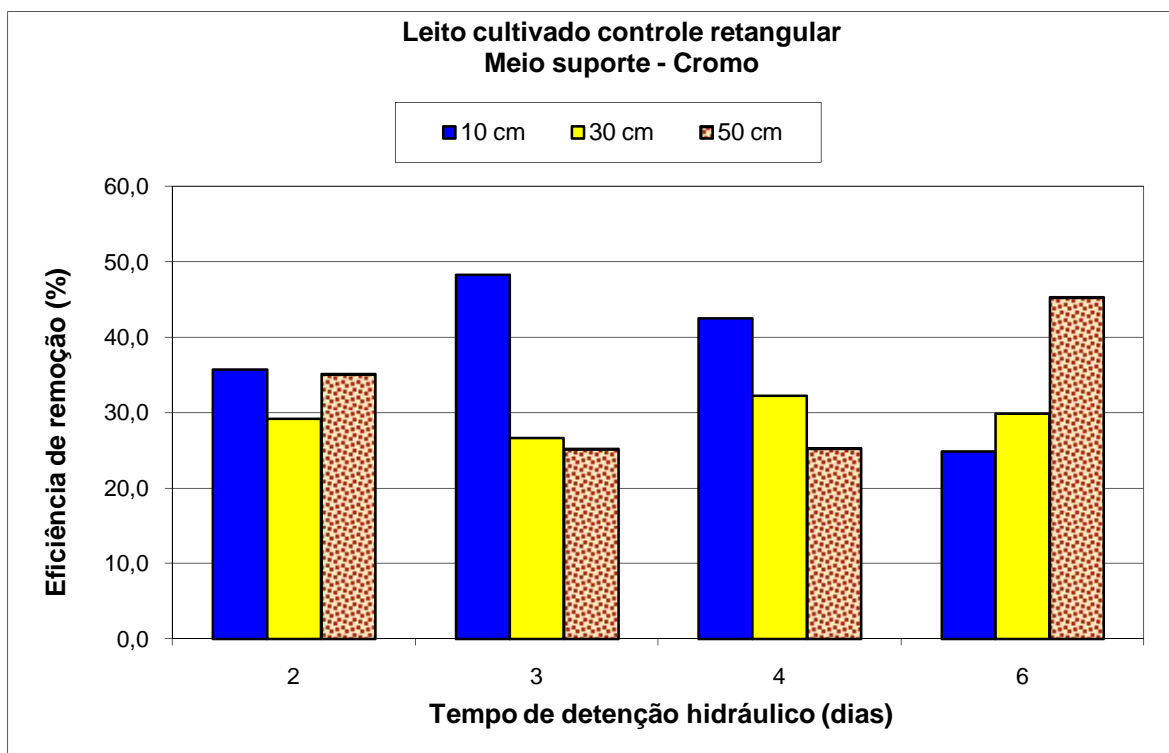


Figura 5.40 - Eficiência média de remoção do Cr pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de retenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.

]

A figura 5.41 mostra que a eficiência de remoção do Mn pelo meio suporte na profundidade de 30 cm e TDH de 3 dias foi de 35,3%, enquanto que na profundidade de 50 cm a eficiência foi melhor quando o leito cultivado operou com TDH de 6 dias. A máxima eficiência de remoção do Mn pelo meio suporte foi obtida com o TDH de 4 dias para a profundidade de 10 cm.

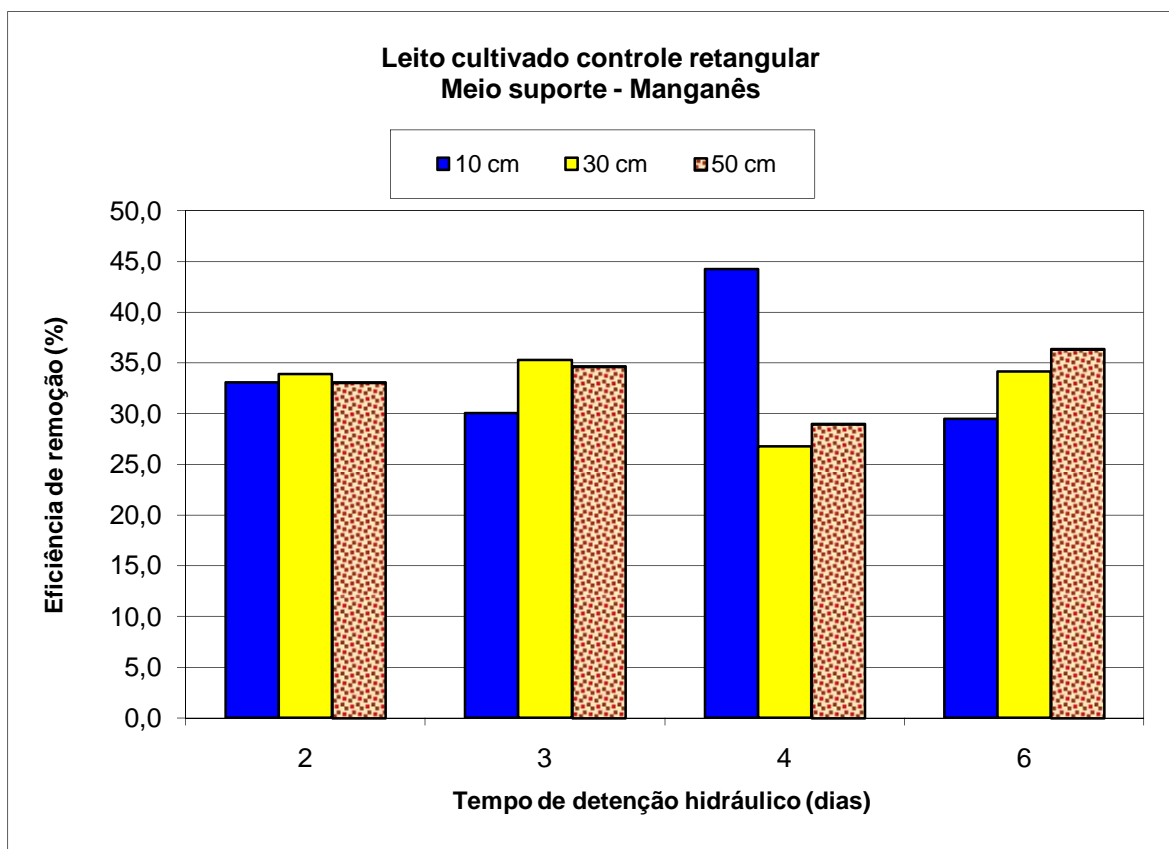


Figura 5.41 - Eficiência média de remoção do Mn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.

Na remoção do elemento Fe a profundidade de 10 cm e TDH de 4 dias foi a mais eficiente, com uma remoção de 40,6%. Nas profundidades de 30 e 50 cm as melhores eficiências foram observadas com TDH de 6 dias, conforme mostra a figura 5.42.

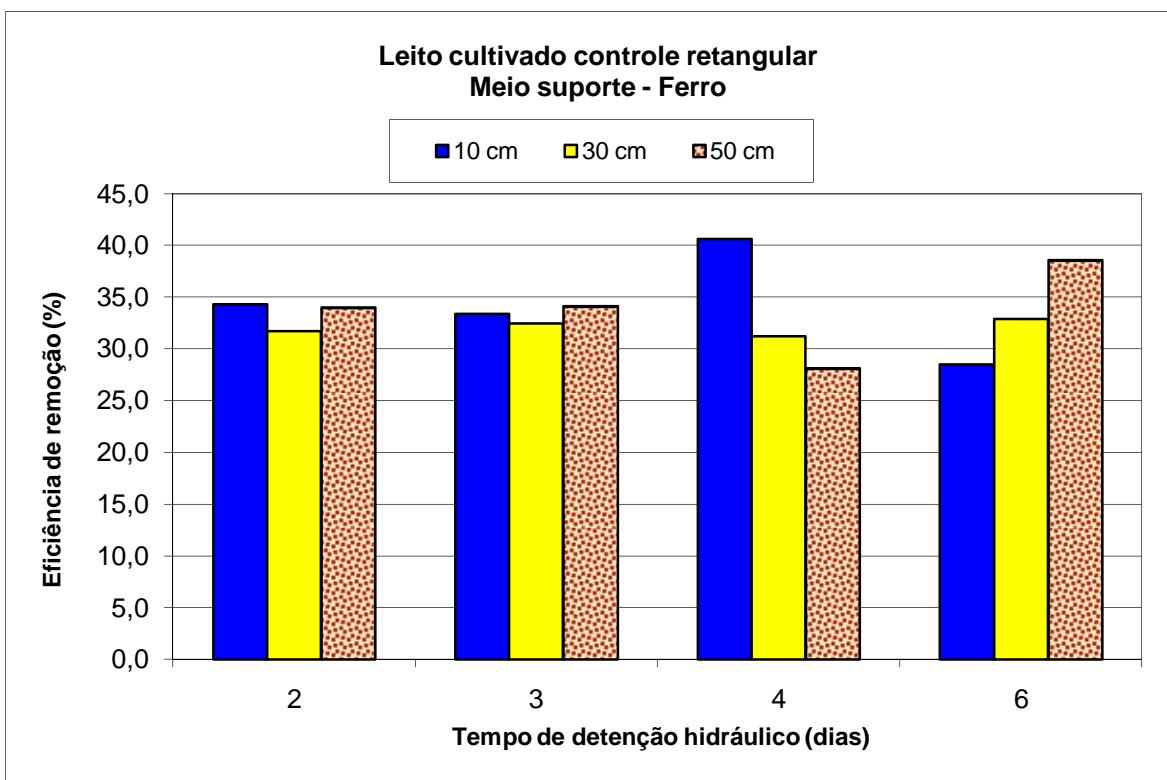


Figura 5.42 - Eficiência média de remoção do Fe pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de retenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.

No LCCR não foi observado uma variação significativa na eficiência de remoção do Cu, ficando em média na faixa de 30%.

Na profundidade de 10 cm a melhor eficiência foi observada quando o leito cultivado operou com TDH de 6 dias. Para a profundidade de 30 cm o valor máximo da eficiência de remoção foi de 36,6% para o TDH de 4 dias (figura 5.43). Por outro lado, na profundidade de 50 cm a eficiência de remoção máxima foi observada para o TDH de 2 dias.

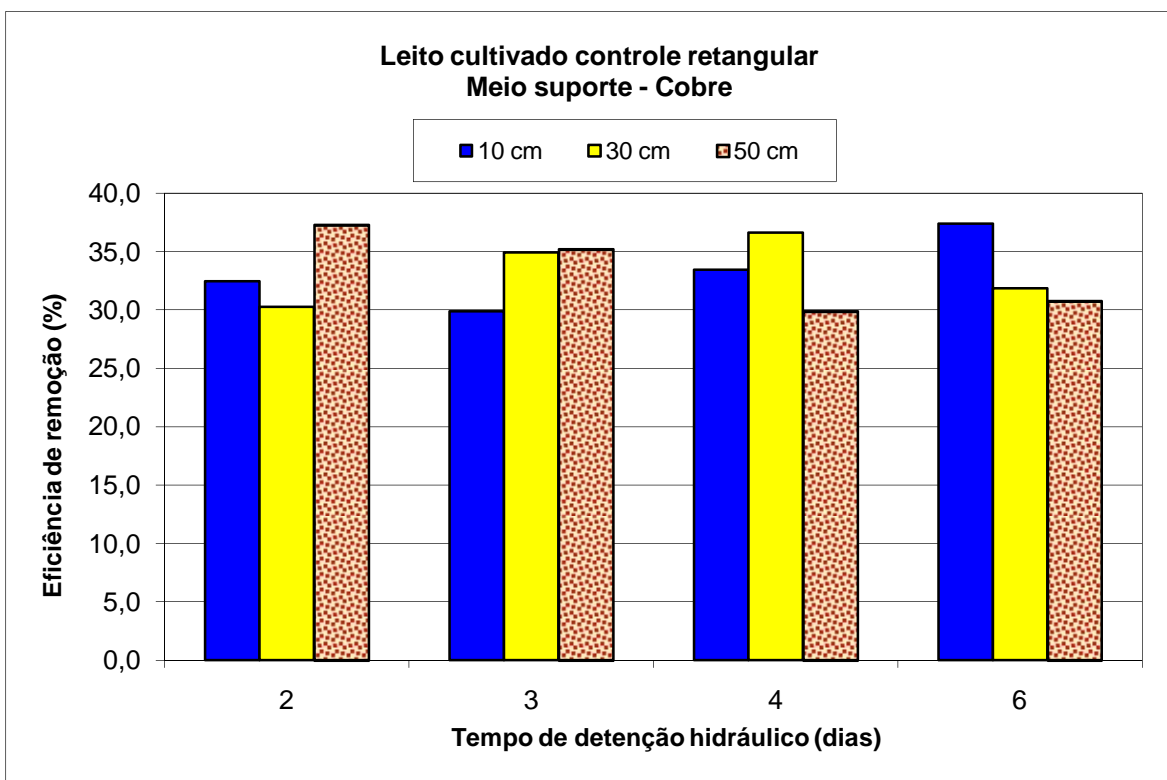


Figura 5.43 - Eficiência média de remoção do Cu pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.

Os resultados apresentados na figura 5.44, mostram que a remoção do metal Zn pelo meio suporte foi mais eficiente na profundidade de 30 cm, e TDH de 6 dias, alcançando o valor de 39,0%. Na profundidade de 10 cm a melhor eficiência foi observada com o TDH de 4 dias. Por outro lado a melhor eficiência para a profundidade de 50 cm foi verificada quando o leito cultivado foi operado com TDH de 2 dias.

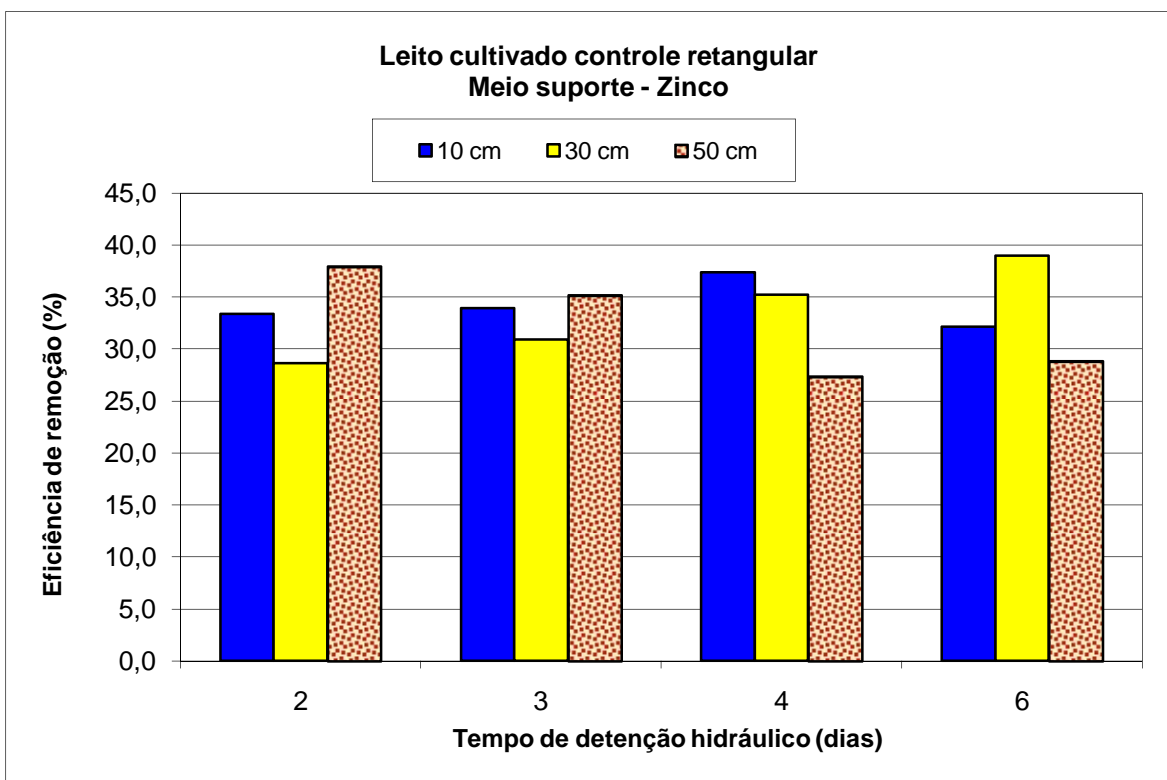


Figura 5.44 - Eficiência média de remoção do Zn pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.

A remoção do metal Pb realizada pelo meio suporte do LC controle retangular demonstra que o TDH influenciou na eficiência de remoção, pois com o TDH de 4 dias e a profundidade de 10 cm foi a mais adequada para a remoção do Chumbo (Pb). Para a profundidade de 30 cm o TDH de 2 dias se apresentou mais eficiente, enquanto para a profundidade de 50 cm, o TDH de 6 dias foi o que apresentou a melhor eficiência (38,0%), conforme mostra a figura 5.45.

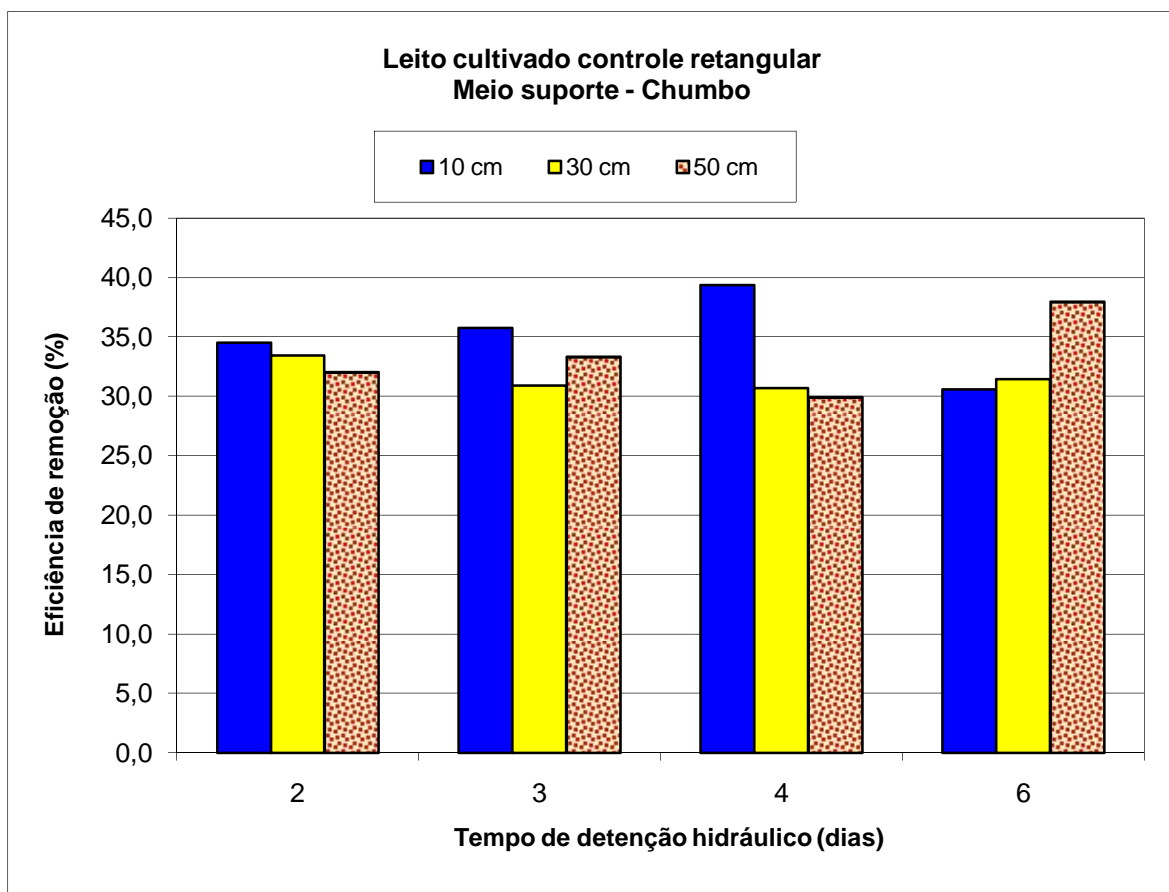


Figura 5.45 - Eficiência média de remoção do Pb pelo meio suporte a diferentes profundidades e tempos de detenção hidráulica, no leito cultivado controle retangular.

Tabela 5.42 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 10 cm do meio suporte do leito com controle retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,7 A	0,9 A	0,5 A	0,1 A	0,7
Manganês	1,0 A	1,6 A	1,8 A	1,1 A	1,7
Ferro	1,6 A	2,2 A	2,3 A	1,1 A	1,9
Cobre	1,3 B	2,2 A	3,1 A	2,7 A	2,2
Zinco	1,0 A	2,3 A	1,4 A	1,0 A	1,5
Chumbo	4,1 A	7,9 A	6,4 A	3,8 A	5,3

Com a análise estatística apresentada na tabela 5.42, verificou-se que ocorreu diferença significativa na eficiência de remoção apenas para o Cu, com duas faixas de eficiência, sendo os TDHs de 3, 4 e 6 dias os mais eficientes na remoção do Cu pelo meio suporte na profundidade de 10 cm.

Tabela 5.43 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 30 cm do meio suporte do leito com controle retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,6 A	0,5 AB	0,3 AB	0,1 B	0,4
Manganês	1,1 A	1,6 A	1,0 A	1,2 A	0,9
Ferro	1,5 A	2,0 A	1,9 A	1,2 A	1,3
Cobre	1,3 A	3,0 A	3,6 A	2,2 A	3,4
Zinco	0,8 B	1,9 A	1,5 A	1,0 AB	1,0
Chumbo	4,1 A	6,1 A	5,4 A	3,8 A	3,8

Os resultados apresentados para a remoção de metais pelo meio suporte na profundidade de 30 cm na tabela 5.43, indicaram que existe diferença significativa para na eficiência de remoção de Cr e Zn.

Para o Cr o TDH de 2 dias foi o mais eficiente na remoção pelo meio suporte, que diferiu do TDH de 6 dias. No caso do Zn os TDHs de 3 e 4 dias foram os mais eficientes na remoção pelo meio suporte, e estes diferiram significativamente do TDH de 2 dias.

Tabela 5.44 - Análise estatística para a remoção de metais pelo perfil de 50 cm do meio suporte do leito com controle retangular com TDH de 2, 3, 4 e 6 dias.

Elemento	TDH (dias)				Tukey
	2	3	4	6	
Cromo	0,7 A	0,5 AB	0,2 B	0,3 AB	0,4
Manganês	1,1 A	1,5 A	1,1 A	1,4 A	1,2
Ferro	1,7 A	2,1 A	1,6 A	1,6 A	1,3
Cobre	1,5 A	2,5 A	2,9 A	2,2 A	2,2
Zinco	1,0 AB	2,2 A	1,1 AB	0,8 B	1,0
Chumbo	4,0 A	6,9 A	5,2 A	5,4 A	5,0

As eficiências de remoção do meio suporte na profundidade de 50 cm para os metais Mn, Fe, Cu e Pb não diferiram estatisticamente.

Conforme mostra a tabela 5.44, quando o leito cultivado foi operado com TDH de 2 dias, o Cr apresentou a melhor eficiência de remoção e este TDH diferiu estatisticamente do TDH de 4 dias, enquanto que para Zn a remoção foi mais eficiente para o TDH de 3 dias diferindo estatisticamente do TDH de 6 dias.

5.5.3.2 Desempenho do leito cultivado controle retangular

Para analisar o desempenho do leito cultivado controle retangular foi calculada a eficiência média de remoção com os dados de concentração dos metais presentes no afluente e efluente do LCCR apresentados no anexo B3, utilizando a equação 5.3, sendo os valores obtidos apresentados na tabela 5.45.

Tabela 5.45 – Eficiência média de remoção do leite cultivado com controle retangular

TDH	Eficiência média de remoção (%)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	53,3	97,2	59,6	99,3	88,6	83,4
3	78,4	90,2	72,1	96,2	87,6	87,4
4	96,6	98,9	85,2	99,4	96,4	98,8
6	92,4	98,8	74,7	99,8	94,6	99,4

Tabela 5.46 - Valores médios das concentrações dos metais no efluente do leite cultivado com controle retangular para diferentes TDH.

TDH	Concentração (mg.L ⁻¹)					
	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
2	2,55	0,58	16,34	0,11	1,30	1,57
3	1,38	2,06	10,47	0,48	2,41	2,45
4	0,09	0,18	3,11	0,09	0,75	0,52
6	0,19	0,04	3,10	0,02	0,18	0,18
VMP	0,50	1,00	15,00	1,00	5,00	0,50

VMP = Valor máximo permitido pela legislação CONAMA nº 375

Analisando a tabela 5.46 pode-se observar que o leite cultivado controle retangular reduziu a concentração do Cr a níveis inferiores a 0,5 mg.L⁻¹ atendendo a legislação CONAMA nº 375 vigente quando o leite operou com o TDH de 4 e 6 dias, com eficiências superiores a 92%.

Para Mn a norma CONAMA foi atendida quando o LC operou com os TDH de 2,4 e 6 dias reduzindo a concentração a valores inferiores a 1,0 mg.L⁻¹. No caso do Fe as concentrações no efluente foram reduzidas a valores inferiores a 15 mg.L⁻¹ quando o leite cultivado controle retangular operou com os TDH de 3, 4 e 6 dias. Para os metais Cu e Zn as concentrações no efluente foram inferiores aos limites do CONAMA para todos os TDHs.

Para o Pb a concentração de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ permitida no efluente, para lançamento em corpos d' água foi entendida quando o LC operou com o TDH de 6 dias e eficiência de remoção igual a 99,4 % conforme mostram as tabelas 5.45 e 5.46.

5.6 SINOPSE DAS CONCENTRAÇÕES NOS EFLUENTES

Com o objetivo de melhor visualizar o desempenho dos leitos cultivados a figura 5.46 apresenta um resumo das concentrações de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de efluente dos leitos cultivado quadrado e retangular, cultivados com *Eleocharis sp.* e *Typha sp.* e do leito controle.

A cor vermelha indica que a concentração no efluente está acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 375 enquanto que a cor azul indica que a concentração está abaixo dos limites permitidos.

Relembrando, que para Cr e Pb os limites permitidos pelo CONAMA são de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, para Mn e Cu $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, para Zn $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e para Fe $15,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

Analisando a figura 5.46 podemos observar que para o elemento Cr no leito quadrado cultivado com *Eleocharis* e *Typha*, assim como no leito controle as concentrações deste elemento estão abaixo do limite permitido apenas para o TDH de 6 dias. No que se refere ao Mn, para os leitos cultivados com *Eleocharis* e *Typha* as concentrações estão abaixo do limite para os tempos de 3, 4 e 6 dias, enquanto que para o leito controle quadrado apenas os tempos de 4 e 6 atendem a norma CONAMA. Para o Pb os tempos de detenção de 4 e 6 dias também apresentam concentrações abaixo do limite permitido. E finalmente podemos verificar que para os elementos Fe, Cu e Zn, as concentrações estão de acordo com a legislação para todos os tempos de detenção hidráulico.

Quanto ao leito retangular podemos observar que o leito cultivado com *Eleocharis* não foi efetivo na remoção de Cr para os tempos de detenção empregados neste trabalho. O mesmo leito cultivado com *Typha*, foi eficiente na remoção de Cr apenas para o TDH de 6 dias, enquanto que no leito controle retangular os tempos de 4 e 6 dias removeram este elemento de forma eficiente.

Com relação ao Mn, a macrófita *Eleocharis* foi eficiente na remoção deste elemento para todos os tempos de detenção hidráulico, enquanto que para a *Typha* as concentrações estão abaixo do limite para os tempos de 4 e 6 dias. Por outro lado no leito controle retangular apenas o TDH de 3 dias não atendeu a norma do CONAMA.

Para o Pb os tempos de detenção de 4 e 6 dias no leito retangular cultivado com *Typha* apresentam concentrações abaixo do limite permitido, no leito cultivado com *Eleocharis* os tempos de 2 e 4 foram os que atenderam a legislação e no leito controle apenas o TDH de 6 dias.

No leito retangular cultivado com *Eleocharis* e *Typha*, assim como no leito controle podemos observar que para os elementos Fe, Cu e Zn, as concentrações estão de acordo com a legislação para todos os tempos de detenção hidráulico.

SINOPSE DAS CONCENTRAÇÕES NOS EFLUENTES

Elemento		Cr				Mn				Fe				Cu				Zn				Pb			
TDH (dias)		2	3	4	6	2	3	4	6	2	3	4	6	2	3	4	6	2	3	4	6	2	3	4	6
Quadrado	<i>Eleocharis sp</i>																								
	<i>Typha sp</i>																								
	Controle																								
Retangular	<i>Eleocharis sp</i>																								
	<i>Typha sp</i>																								
	Controle																								

Figura 5.46 – Sinopse das concentrações nos efluentes dos leitos cultivados quadrado e retangular, operado com os diferentes tempos de detenção hidráulica.

6 CONCLUSÕES

Empregando a técnica de Fluorescência de Raios X por Reflexão Total com Radiação Síncrotron foi possível avaliar o desempenho dos leitos cultivados com macrófitas, e diferentes formas (quadrado e retangular) através da determinação das concentrações de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb, nas folhas das macrófitas, no meio suporte, no afluente e no efluente.

Os limites de detecção para as folhas das macrófitas variaram de 4,2 mg.kg⁻¹ para Al a 0,014 mg.kg⁻¹ para Co, para o meio suporte a variação foi de 296 µg.kg⁻¹ (Al) a 1 µg.kg⁻¹ (Co) enquanto que nas águas residuárias os limites de detecção variaram de 18 µg.L⁻¹ (Al) a 0,06 µg.L⁻¹ (Co).

Através da análise dos resultados e das discussões realizadas no presente trabalho, foi possível chegar às conclusões expostas a seguir.

Pode-se verificar que o desempenho do leito cultivado com *Eleocharis* quadrado foi superior ao retangular para os seguintes elementos: Mn, Fe, Cu e Zn.

Para os elementos Cr e Pb o leito cultivado com *Eleocharis* retangular teve um melhor desempenho.

Verificou-se que no leito cultivado com *Eleocharis* quadrado as folhas tiveram maior eficiência de remoção que o meio suporte na remoção dos metais Cr, Mn, Fe, Cu e Zn. No caso do Pb a eficiência de remoção pelas folhas foi ligeiramente superior a eficiência de remoção pelo meio suporte.

No leito cultivado com *Eleocharis* retangular, a eficiência de remoção pelas folhas foi superior a remoção pelo meio suporte, porém com eficiências de remoção inferiores ao do leito cultivado com *Eleocharis* quadrado.

Assim como observado no leito cultivado com *Eleocharis*, foi observado um melhor desempenho do leito cultivado com *Typha* quadrado para os seguintes elementos: Mn, Fe, Cu e Zn. Enquanto que para Cr e Pb o leito cultivado com *Typha* retangular teve um melhor desempenho quando comparado ao leito cultivado quadrado.

Quanto ao desempenho do leito cultivado controle quadrado e retangular verificou-se que no leito controle quadrado os elementos Fe e Zn apresentaram um melhor desempenho, com uma redução na concentração destes elementos no efluente de 82% e 98% respectivamente.

Para o Cr a concentração no efluente do leito controle retangular se reduziu a 80% da concentração no afluente. Para o Mn esta mesma redução foi 96%, para o Cu de 99% e para o Pb de 92%.

No leito cultivado com *Typha* quadrado e retangular a eficiência de remoção pelas folhas foi superior a do meio suporte.

O perfil do meio suporte nas profundidades de 10, 30 e 50 cm do leito cultivado de geometria quadrado e retangular cultivados com as macrófitas *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*, removeu os metais Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb de forma semelhante, ou seja, não houve uma profundidade que tivesse eficiência de remoção superior as demais.

Para o leito cultivado de geometria quadrado controle (sem vegetação) verificou-se que a profundidade de 10 cm do meio suporte teve maior eficiência de remoção dos metais Cr, Mn, Fe, Cu e Zn em torno de 37%, que as profundidades de 30 e 50 cm. Para o Pb a profundidade de 50 cm teve maior eficiência de remoção para o leito cultivado controle quadrado.

Para o leito cultivado de geometria retangular controle (sem vegetação) o perfil do meio suporte nas profundidades de 10, 30 e 50 cm tiveram eficiência de remoção estatisticamente iguais.

Para o desempenho do sistema de leito cultivado de geometria quadrada operando com os TDH de 2, 3, 4 e 6 dias, o leito cultivado quadrado com *Typha* e *Eleocharis* e Controle removeram os metais Fe, Cu e Zn a limites permitidos pela norma CONAMA nº 375. No entanto para a remoção de Cr a níveis estabelecidos pela legislação é recomendado a operação do sistema com TDH 4 dias. Para que as concentrações de Pb atendam a legislação CONAMA, os tempos de detenção hidráulico recomendados são os de 4 e 6 dias.

No leito retangular cultivado com *Eleocharis* e *Typha*, assim como no leito controle podemos observar que para os elementos Fe, Cu e Zn, as concentrações estão de acordo com a legislação CONAMA nº 375, para todos os tempos de detenção hidráulico. Entretanto para uma remoção eficiente de Cr, Mn e Pb os TDHs de 4 e 6 dias são recomendados para a operação do sistema de leito cultivado retangular.

Comparando-se os diversos sistemas podemos concluir que o desempenho do leito cultivado com *Eleocharis* é mais eficiente na remoção dos metais Cr, Mn e Pb, enquanto que o leito quadrado com *Typha* é mais eficiente na remoção de Fe, Cu e Zn. Os leitos controles quadrado e retangular tiveram eficiência de remoção inferior ao dos leitos cultivados com as macrófitas.

7 RECOMENDAÇÕES

O desenvolvimento desta pesquisa permitiu uma serie de reflexões que seriam importantes de serem deixadas como recomendações para futuros trabalhos.

- Verificar o desempenho do leito cultivado de formato quadrado para as macrófitas *Typha* e *Eleocharis* plantadas em uma mesma unidade.
- Analisar a concentração do efluente final no leito cultivado quando disposto em série com as macrófitas *Typha* e *Eleocharis* tentando assim aproveitar as características de cada uma na remoção de metais.
- Analisar o desempenho do leito quadrado para dimensões superiores a 2 x 2 m e com outros tipos de macrófitas e verificando a possibilidade de utilização de plantas ornamentais na remoção de metais.

8 APLICAÇÕES DOS RESULTADOS

Os resultados obtidos são pioneiros no estudo da remoção de metais pesados em sistemas de leitos cultivados.

As possíveis aplicações dos resultados obtidos são:

- Facilidade de escolha entre os leitos com vegetação ou não, dependendo da finalidade.
- Na elaboração do projeto do leito cultivado quanto as suas dimensões (altura x largura x comprimento), pois conhecemos o comportamento do perfil do meio suporte, através das eficiências de remoção dos elementos Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb.
- Na escolha da macrófita a ser plantada no leito cultivado já que se conhece o valor da eficiência de remoção da *Typha* e da *Eleocharis*.
- Na escolha do tempo de detenção hidráulico (vazão) a ser utilizado no leito cultivado.
- Na escolha da forma geométrica, pois tem-se valores de eficiência de remoção para a geometria quadrada e retangular.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais. São Paulo, 1993.

AIGINGER, H. Historical development and principles of total reflection X-ray fluorescence analysis (TXRF). **Spectrochimica Acta Part B**, v. 46, n. 10, p. 1313 - 1321, 1991.

ANGELUCCI, E.; MANTOVANI, D. M. B **Contaminantes metálicos em alimentos**. Manual Técnico. Instituto de Tecnologia de Alimentos (ITAL). Campinas, 1981. 50 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. Washington (EUA), 1999. 1325 p.

ARMSTRONG, J.; ARMSTRONG, W. Phragmites australis: a preliminary study of soil-oxidising sites and internal gas transport pathways. **New Phytologist**, v. 108, n. 4, p. 373-382, 1988.

- ARMSTRONG, N.; ARMSTRONG, J.; BECKETT, P. M. Measurements and modeling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*” **Constructed Wetlands in Water Pollution Control** (Adv. Wat. Pollut. Control no 11) Pergamon Press, Oxford/UK, pp. 41-51. 1990.
- BAVOR, H. J.; ROSER, D. J.; FISHER, P. J.; SMALLS, I. C. Performance of solid-matrix wetland systems viewed as fixed-film bioreactors. In: HAMMER, D. A. **Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial, and agricultural**. Chelsea (EUA): Lewis Publishers, 1989. cap. 39, p. 646 - 656.
- BERNASCONI, G.; TAJANI, A. **Quantitative X-ray analysis system (QXAS) - Manual**. Disponível em <<http://www.iaea.org>> Acesso em: 10 jan 2008.
- BOMAN, J.; LARSSON, C.; OLSSON, M.; RAITIO, H. Trace Element Analysis of Scots Pine and Norway Spruce Needles by Energy-Dispersive X-Ray Fluorescence Spectrometry. **X-Ray Spectrometry**, v. 25, n. 2, p. 89 – 94, 1996.
- BOUTIN, C. Domestic wastewater treatment in tanks planted with rooted macrophytes: case study, description of the system, design criteria, and efficiency. **Water Science and Technology**, v. 19, n.10, p. 29 - 40, 1987.
- BRAILE, P. M.; CAVALVANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. CETESB, 1993, 764 p.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 357/2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar 2005.

- BRIX, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetlands plants – the root zone method. **Water Science and Technology**, v. 19, n. 1/2, p. 107 - 18, 1987.
- BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removed processes and treatment performance. In: MOSHIRI, G.A. **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton (FL): Lewis Publishers. 1993. p. 2 – 22.
- BRIX, H. Function of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 71 - 78, 1994.
- BURGOON, P. S.; REDDY, K. R.; DEBUSK, T. A. Domestic wastewater treatment using emergent plants cultured in gravel and plastic substrates. In: HAMMER, D. A. **Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial, and agricultural**. Chelsea (EUA), Lewis Publishers, 1989. cap. 38, p. 536 – 541.
- BURKA, U.; LAWRENCE, P. A new community approach to wastewater treatment with higher water plants. In: COOPER, P.F.; FINDLATER, B.C. **Constructed Wetlands in Water Pollution Control**. Oxford, (U.K.), Pergamon Press, 1990. p. 359 - 371.
- COOPER, P. F. The use of reed bed systems to treat domestic sewage: the European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. In: MOSHIRI, G. A. **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton (FL): Lewis publishers, 1993. p. 203 – 217.
- COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed beds and constructed wetland for wastewater treatment**. Marlow (UK), NRS Publications, Medmenham, 1996. 206 p.
- COOPER, P. F. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. **Proceedings**: 6th International

Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, CEA/UNESP e IAWQ, Águas de São Pedro/SP, 27 set. a 02 de out. 1998. V. 1, pp. 228-242.

CURRIE, L. A. Limits for qualitative detection and quantitative determination. **Analytical Chemistry**, v. 40, n. 3, p. 586 – 593, 1968.

GEARHEART, R. A.; KLOPP, F.; ALLEN, G. Constructed free surface wetlands to treat and receive wastewater: pilot project to full scale. In: HAMMER, D. A. **Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial, and agricultural**. Chelsea (EUA), Lewis Publishers, 1989. cap. 8, p. 121 – 137.

GREINER, R. W.; DE JONG, J. The use of marsh plants for the treatment of wastewater in areas designated for recreation and tourism. RIJP Report Lelystad, The Netherlands, n.º. 225, 1984.

GUNTENSPERGEN, G. R.; STEARNS, F.; KADLEC, J. Wetlands vegetation, Chattanooga-Tennessee-USA. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT, 1st , 1988, p. 73 – 88.

HABERL, R.; PERFLER, R.; MAYER, H. Constructed wetlands in Europe. **Water Science and Technology**. v. 32, n. 3, p. 305-315, 1995.

HOPKE, P. K. **Receptor modeling for air quality management**. Elsevier, Amsterdam, 1991. 329 p.

HUSSAR, G. J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2001. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

INSTITUTO BRASILEIRO DE DEFESA DO CONSUMIDOR. Apresenta o artigo sobre a Água: bem público e direito do consumidor. **ÁGUA E**

SANEAMENTO. Disponível em: <http://www.idec.org.br>. Acesso em: 12 mar 2004.

JENKIN, R.; GOULD, R. W.; GEDCKE, D. Applications of X-ray Spectrometry. **Applied spectroscopy review**. v. 35, n. 1/2, p. 129 – 150, 2000.

JENKINS, R. **Chemical analysis X-ray spectrometry**. Wiley Interscience Publication, Toronto, vol. 99, 1988.

JENKINS, R.; DE VRIES, J. L. **Practical X-ray spectrometry**. 2 ed., Spriger-Velag, New York, 1970, 200 p.

JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal**. São Paulo. Ed. Nacional, 1979. p. 715 – 720.

KADLEC, R. H. Wetlands for water polishing: free water surface wetlands. In: MITSCH, W. J. **Global Wetlands: Old World and New**, Elsevier Science, 1994; p. 335 - 349.

KADLEC, R. H. Overview: surface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 1 - 2, 1995.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands**. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 1996, 893 p.

KICKUTH, R. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under liminic conditions. Utilization of Manure by Land Spreading. London. In: **Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, performance. Design and Operation**. London,(UK), 1977. p. 335 – 343.

KLOCKENKÄMPER, R.; BAYER, H.; VON BOHLEN, A.; SCHMELING, M.; KLOCKOW, D. Collection of airborne particulate matter for a subsequent

analysis by total reflection X-ray fluorescence. **Analytical Sciences**, v. 11, n. 3, p. 495 – 498, 1995.

KLOCKENKÄMPER, R.; KNOTH, J.; PRANGE, A; SCHWENKE, H. Total reflection X-ray fluorescence spectroscopy. **Analytical Chemistry**, 64, p. 1115 – 1123, 1992.

KNIGHT, R. L. Wetlands for wastewater treatment data base. In: INTERNATIONAL CONFERENCE WETLANDS IN WATER POLLUTION CONTROL, 3th; Sydney, Australia, 1992. p. 105 - 106.

KNIGHT, R. L.; KADLEC, R. H. Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment. Ed. Gainesville, Florida, 1996, p. 205,.

KNIGHT, R. L.; RUBLE, R. W.; KADLEC, R. H.; REED, S. Wetlands for wastewater treatment: performance database. In: Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, Florida (EUA), p. 35 - 58, 1993.

KOOPMANN, C.; PRANGE, A Multielement determination in sediments from the German Wadden Sea – investigations on sample preparation techniques. **Spectrochimica Acta Part B**, v. 46, n. 10, p. 1395 - 1402, 1991.

KREGSAMER, P. Fundamentals of total reflection X-ray fluorescence. **Spectrochimica Acta Part B**, v. 46, n. 10, p. 1332 – 1340, 1991.

LABORATÓRIO NACIONAL DE LUZ SÍNCROTRON. Disponível em: <http://www.lnls.br>. Acesso em: 11 nov. 2004.

LINEARD, A. Domestic waste treatment in tanks with emergent hydrophytes: Latest results of recent plant in France. **Water Science and Technology**, v. 19, n. 12, p. 373 – 375, 1987.

- LORENZI, H. Plantas daninhas do Brasil – terrestre, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais. Edição do autor. Nova Odessa. 1982. 425p.
- MANSOR, M. T. C. **Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. 1998. 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- MATSUMOTO, E. **Estudo da contaminação ambiental atmosférica e de águas superficiais, empregando a fluorescência de raios X dispersiva em energia (EDXRF) e reflexão total (TXRF)**. 2001. 149 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- MAZZOLA, M. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por bateada no pós tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado**. 2003. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- MELO JUNIOR, A. S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *Typha sp.*** 2003. 98 f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- METCALF & EDDY INC. **Wasterwater engineering – treatment, disposal and reuse**. New York: McGraw Hill Inc, 3ª edição, p. 1334, 1991.
- MITCHELL, D. S.; CHICK, A. J.; RAISIN, G. W. The use of wetlands for water pollution control in Australia: an ecological perspective. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 365 – 373, 1995.
- MOREIRA, S.; VIEIRA, C. B.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R.; JESUS, E. F. O. Study of the metals absorption in culture corn irrigated with domestic

sewage by SR – TXRF. **Instrumentation Science and Technology**, v. 33, n. 1, p. 73 – 85, 2005.

NASCIMENTO FILHO, V. F. **Técnicas analíticas nucleares de fluorescência de raios X por dispersão de energia (EDXRF) e por reflexão total (TXRF)**. Piracicaba: ESALQ-CENA/USP, p 33, 1999. Apostila.

NASCIMENTO FILHO, V. F.; MENDES FILHO, M.; CARNEIRO, A. E. V.; SILVA, L. R. N. Emprego da análise por fluorescência de raios-X com dispersão de energia na pesquisa agronômica. In: ENCONTRO REGIONAL DE APLICAÇÕES NUCLEARES. **Anais...**Recife. v. 1, p. 67 – 68, 1991,.

OGA, S. **Fundamentos de toxicologia**. Ed. Atheneu. São Paulo, 2003. 474 p.

ONAGA, H. **Método de pré-concentração para determinação simultânea de Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Hg e Pb por fluorescência de raios X**. 1996. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

OTTAVÁ, V.; BALCAROVÁ, J. AND VYMAZAM, J. Microbial characteristics of constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 117 – 123. 1997.

PARREIRA, P. S. **Implantação da técnica de fluorescência de raios-X por reflexão total (TXRF) para determinação de tório e urânio em amostras de interesse agrícola e ambiental**. 2000. 111 f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

PECKOLT, W. **A taboa (Typha) e suas utilidades**. Chácaras e Quintais, v. 66, p. 338 - 340, 1942.

PÉREZ, C. A; RADTKE, M.; SÁNCHEZ, H. J.; TOLENTINO, H.; NEUENSWANDER, R.; BARG, W.; RUBIO, M.; BUENO, M. I. S.;

- RAIMUNDO, I. M.; ROHWEDDER, J. R. Synchrotron radiation X-ray fluorescence at the LNLS: beamline instrumentation and experiments. **X-Ray Spectrometry**, v. 28, n. 5, p. 320 - 326, 1999.
- PERRÄNIEMI, S.; AHLGRÉN, M. Optimized arsenic, selenium and mercury determinations in solutions by energy dispersive X ray fluorescence after preconcentration onto zirconium loaded activated charcoal. **Analytica Chimica Acta**, v. 302, n. 1, p. 89 – 95, 1995.
- PRANGE, A. Total reflection X-ray spectrometry: method and applications **Spectrochimica Acta Part B**, v. 44, n. 5, p. 437 – 451, 1989.
- PRANGE, A.; SCHWENKE, H. Trace element analysis using total reflection X-ray fluorescence spectrometry. **Advances in X-Ray Analysis**, v. 35, p. 899, 1992.
- REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**. 2^a ed., McGraw-Hill, p. 434, 1995.
- REED, S. C., MIDDLEBROOKS, E. J.; CRITES, R. W. **Natural Systems for Waste Management and Treatment**. Mc-Graw-Hill Book Company, New York, 1998.
- SALGADO, P. E. T. Toxicologia dos metais. In: OGA, S. **Fundamentos de toxicologia**. São Paulo, 1996a. cap. 3.2, p. 154 - 172.
- SALGADO, P. E. T. Metais em alimentos. In: OGA, S. **Fundamentos de toxicologia**. São Paulo, 1996b. cap. 5.2, p. 443 - 460.
- SALVADOR, M. J.; LOPES, G. N.; NACIMENTO FILHO, V. F.; ZUCCHI, L. A. D. O. Quality control of commercial tea by X ray fluorescence. **X-Ray Spectrometry**, v. 31, n. 2. p. 141 – 144, 2002.

- SCHMIKTT, M.; HOFFMANN, P.; LIESER, K. H. Perspex as sample carrier in TXRF. **Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie**, 328, p. 593 - 594, 1987.
- SEVERINO P. H.; PHILIPPI. L S. Utilização de um sistema experimental por meio de “wetland” construído no tratamento de esgoto doméstico pós tanque séptico. In: SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, IX, **Proceedings...** Porto Seguro (BA). Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. 2000. ref. III – 02- CD- ROOM.
- SILVA, M. E. M. C. **Tratamento de efluentes industriais contendo metais pesados através do método de flotação de precipitados**. 1991. 302 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- SIMABUCO, S. M. **Emprego da fluorescência de raios-X por dispersão de energia no estudo da dinâmica da vinhaça no solo**. 1993. 153 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SIMABUCO, S. M.; NASCIMENTO FILHO, V. F. Análise quantitativa por fluorescência de raios-X com dispersão em energia em amostras de água e efluentes industriais. In: CONGRESSO GERAL DE ENERGIA NUCLEAR, IV, 1994. Rio de Janeiro. **Anais...**, 1994. p. 841 – 845.
- SIMABUCO, S. M.; NASCIMENTO FILHO, V. F. Quantitative Analysis by Energy Dispersive X-Ray Fluorescence by the Transmission Method Applied to Geological Samples. **Scientia Agricola.**, v. 51, n. 2. p. 207 - 215, 1994a.
- SIMABUCO, S. M.; NASCIMENTO FILHO, V. F. Quantitative Analysis by Energy Dispersive X-Ray Fluorescence by the Transmission Method Applied to Geological Samples. **Scientia Agricola.**, v. 51, n. 2. p. 197 - 206, 1994b.

- SIMABUCO, S. M.; NASCIMENTO FILHO, V. F.; INÁCIO, G. R. Monitoramento de metais ao nível de traços, em águas naturais, da região de Campinas, por fluorescência de raios X com dispersão de energia e excitação radioisotópica. In: ENCONTRO NACIONAL DE APLICAÇÕES NUCLEARES. Águas de Lindóia. **Anais....** , 1995. p. 298 – 304.
- SIMABUCO, S. M.; NASCIMENTO FILHO, V. F.; INÁCIO, G. R.; NAVARRO, A. A. Determinação de metais pesados a nível de traços em amostras de chorume pela técnica de fluorescência de raios X por dispersão de energia. In: CONGRESSO GERAL DE ENERGIA NUCLEAR, V, Rio de Janeiro. **Anais...**1996, 5 p.
- SIMABUCO, S. M.; MATSUMOTO, E. Synchrotron radiation total reflection for rainwater analysis. **Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy**, v. 55, n 7, 1173 – 1179, 2000.
- SKOOG, D. A.; HOLLER, F. J.; NIEMAN, T. A. **Princípios de análise instrumental**. 5 ed. São Paulo, Editora Bookman, 2002. 836 p.
- SORREL, B. K.; ARMSTRONG, W. On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants. **Journal of Ecology**, v. 82, 177 – 183 p, 1994.
- SOUZA, J. T.; HAANDEL, A. C.; CABRAL, R. P. B. Desempenho de sistemas wetlands no pós-tratamento de esgotos sanitários pré-tratados em reatores UASB. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, IX, **Proceedings...**Porto Seguro (BA), Associação Brasileira de Saneamento Ambiental, 2000. ref III-072, CD- ROOM.
- TAYLOR, L. R.; PAPP, R. B.; POLLARD, B. O. **Instrumental method for determining elements**. UCH Publishers, New York, 1994.
- THURSTON, G. D.; LIOY, P. J. Receptor modeling and aerosol transport. **Atmospheric Environment**, v. 3, n. 21 v. 3, p. 687 – 698, 1987.

- THUT, R. N. Utilization of artificial marshes for treatment of pulp mill effluents. In: HAMMER, D.A. **Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial, and agricultural**. Chelsea (EUA), Lewis Publishers, 1989. cap. 19, p. 239 - 244.
- TOREM, M. L.; CUNHA, F. O.; CASQUEIRA, R. G. Remoção de metais tóxicos e pesados por eletroflotação. **Revista Saneamento Ambiental**, n. 85, p. 46 - 51. mar/abr 2002.
- TREVORS, J. T.; STRATDON, G. W.; GADD, G. M. Cadmium transport, resistance, and toxicity in bacteria, algae, and fungi. **Can. J. Microbiol.**, n° 32, p. 447 - 460, 1986.
- TROTTER, E. A.; THOMSON, B.; COLEMAN, R. Evaluation of a subsurface flow wetland processing sewage from the Sevilleta LTER field station. Las Cruces: New Mexico. **Water Resources**. Research Institute, n° 287, p. 52. 1994.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Constructed wetlands treatments of municipal wastewaters**. EPA/625/r-99/010, Cincinnati, Ohio. p. 152, 1999.
- VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. 1999, 119 f.. Dissertação (Mestrado em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- VALENTIM, M. A. A.; ROSTON, D. M.; JOB, S. L. P. Sistema "in loco" de baixo custo para tratamento de águas residuárias. SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, IX. **Proceedings...**Porto Seguro (BA). Associação Brasileira de Saneamento Ambiental, 2000, ref: III-025, CD-ROOM.

- VALENTIM, M A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação.** 2003, 210 f.. Tese (Doutorado em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas.
- VASCONCELOS, Y. Purificação das águas: cobrança pelo uso da água dos rios deve impulsionar a adoção de novas tecnologias para tratamento e reuso de efluentes, sanitário e industrial. **Revista Pesquisa FAPESP**, São Paulo, n. 75, p. 65 – 69, 2002.
- VIEIRA, C. B. **Estudo da absorção de metais em cultura de milho irrigado com efluente de esgoto doméstico empregando a reflexão total com radiação síncrotron (SR - TXRF).** 2004, 139 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias. Tópicos de relevância. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS E INDUSTRIAIS, **Anais...**Belo Horizonte (M.G). 1996, p.1 – 11.
- VYMAZAL, J. Removal of BOD₅ in constructed wetlands with horizontal flow subsurface: Czech Experience. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6th, **Proceedings.** Águas de São Pedro (SP) 1998. CEA/UNESP e IAWQ, ,p. 167 – 175.
- WATSON, J. T.; HOBSON, J. A. Hydraulic design considerations and control structures for constructed wetlands for wastewater treatment. **In Constructed wetlands for wastewater treatment. Municipal, Industrial and Agricultural**, Ed. Hammer. D. A. Lewis Publishers, Chelsea. Michigan, p. 379 – 391, 1989.

WOBRAUSCHEK, P.; AIGINGER, H. Total reflection X-Ray fluorescence spectrometric determination of elements in nanogram amounts. **Analytical Chemistry**, v. 6, n. 47, p. 852 – 855, 1975.

WOBRAUSCHEK, P.; KREGSAMER, P.; STRELI, C.; AIGINGER, H. Instrumental developments in total reflection X ray fluorescence analysis for K-lines from oxygen to the rare earth elements. **X-Ray Spectrometry**, v. 20, p. 23 – 28, 1991.

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 21 - 29, 1995.

WOOD, R. B.; McATAMNEY, C. F. Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal. **Hidrobiologia**, v. 340, p. 323 - 331, 1996.

ANEXOS

Anexo A - Dados do desempenho do sistema de leite cultivado quadrado.

A.1 Leite cultivado quadrado com *Eleocharis* sp.

Tabela A.1. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de afluente do leite cultivado quadrado com *Eleocharis*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	13,53	0,68	15,64	0,03	39,46	0,02	36,93	0,01	25,97	0,01	5,18	0,01
	2	8,35	0,00	21,37	0,03	50,83	0,03	27,37	0,01	53,24	0,02	5,61	0,01
	3	10,97	0,00	39,33	0,02	41,79	0,06	40,25	0,01	52,98	0,03	8,66	0,01
	4	13,63	0,00	61,02	0,02	53,80	0,02	24,90	0,01	75,59	0,02	9,49	0,01
	5	7,72	0,00	23,55	0,02	39,40	0,05	54,47	0,01	57,30	0,02	7,49	0,01
	6	21,02	0,55	23,83	0,02	43,28	0,02	35,77	0,02	50,76	0,01	6,15	0,01
3	7	23,51	0,00	42,47	0,02	42,05	0,02	30,09	0,01	56,57	0,01	7,85	0,01
	8	20,62	0,03	21,03	0,76	52,90	0,02	28,26	0,01	126,85	0,01	12,48	0,57
	9	12,64	0,03	23,53	0,04	46,28	0,02	91,62	0,01	43,26	0,01	7,29	0,02
	10	16,12	0,03	61,92	0,02	92,23	0,02	28,43	0,01	57,41	0,01	13,31	0,89
	11	7,41	0,75	31,07	0,02	41,80	0,02	57,26	0,01	48,76	0,01	6,75	0,01
	12	13,26	0,15	20,81	0,02	42,71	0,02	88,77	0,13	44,46	0,01	8,06	0,02
4	13	14,42	0,67	20,66	0,02	51,70	0,02	81,50	0,01	54,53	0,01	12,17	0,01
	14	9,83	0,05	31,89	0,02	131,07	0,01	72,45	0,01	53,41	0,02	20,89	0,01
	15	10,47	0,03	27,39	0,02	53,42	0,02	61,78	0,01	33,56	0,01	17,48	0,55
	16	4,61	0,03	16,96	0,02	33,44	0,02	51,70	0,02	35,53	0,01	10,22	0,02
6	17	7,80	0,03	9,81	0,02	27,16	0,02	34,78	0,02	23,17	0,01	5,93	0,01
	18	6,25	0,03	12,07	0,02	43,54	0,02	60,64	0,01	20,08	0,01	8,13	0,02
	19	8,32	0,04	8,63	0,02	38,57	0,02	26,23	0,01	15,79	0,02	5,10	0,02
	20	9,68	0,04	39,38	0,02	73,17	0,02	62,63	0,01	29,58	0,01	10,37	0,01

Tabela A.2. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de folhas de *Eleocharis* do leito cultivado quadrado.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	3,43	0,26	51,29	0,14	78,93	0,89	9,46	0,04	51,68	0,61	5,07	0,13
	2	1,51	0,18	54,71	0,40	47,82	0,28	5,41	0,01	65,18	0,58	3,40	0,07
	3	1,37	0,24	33,32	0,24	42,13	0,19	7,85	0,10	25,96	0,34	4,81	0,66
	4	6,50	0,12	42,83	0,06	48,38	0,57	4,65	0,09	92,42	0,12	4,12	0,20
	5	1,33	0,17	25,99	0,32	24,23	0,50	10,87	0,12	85,09	0,04	4,36	0,55
	6	5,04	0,91	58,49	0,50	53,28	0,53	23,83	0,79	44,49	0,77	7,20	0,42
3	7	14,86	9,39	45,62	0,46	21,60	0,45	21,97	0,24	74,51	0,57	15,55	0,51
	8	1,17	0,22	34,76	0,60	33,17	0,38	4,67	0,14	57,95	0,61	3,70	0,27
	9	0,33	0,09	33,32	0,28	59,72	0,56	8,17	0,11	50,12	0,21	2,48	0,28
	10	0,71	0,00	40,60	0,44	58,76	0,54	8,23	0,09	95,53	0,74	nd	nd
	11	12,07	0,51	42,20	0,38	82,58	0,60	17,15	0,83	100,18	0,14	nd	nd
4	12	12,39	0,40	41,60	0,99	66,88	0,80	16,16	0,82	98,41	0,61	26,79	0,61
	13	14,14	0,24	52,80	0,36	117,58	0,00	20,35	0,86	50,32	0,12	32,58	0,46
6	14	2,15	0,14	52,27	0,29	109,07	0,39	6,14	0,17	69,31	0,96	11,35	0,38
	15	30,20	0,69	117,73	0,71	80,34	0,00	41,17	0,54	74,32	0,14	41,22	0,36
	16	1,70	0,04	48,10	0,52	78,28	0,00	10,70	0,11	56,03	0,36	11,58	0,69
	17	6,64	0,12	42,44	0,48	45,78	0,40	7,98	0,22	68,35	0,48	7,35	0,60
	18	1,60	0,00	19,08	0,15	68,78	0,69	6,48	0,16	98,85	0,13	nd	nd
	19	1,62	0,09	19,30	0,37	65,76	0,62	6,59	0,18	99,42	0,74	nd	nd
	20	1,21	0,01	14,93	0,28	84,02	0,73	7,19	0,22	78,92	0,58	3,91	0,25

nd – não detectado

Tabela A.3. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 10 cm do leito cultivado quadrado com *Eleocharis*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,42	0,00	0,77	0,00	1,26	0,00	1,66	0,00	1,10	0,00	2,87	0,01
	2	0,13	0,02	1,20	0,01	1,53	0,01	1,55	0,01	2,95	0,01	2,50	0,05
	3	0,25	0,00	2,45	0,00	2,15	0,00	2,89	0,00	3,11	0,00	4,39	0,01
	4	0,16	0,02	4,29	0,01	1,46	0,01	1,83	0,01	5,09	0,01	5,73	0,05
	5	0,15	0,03	0,67	0,02	1,51	0,02	2,09	0,01	2,40	0,01	2,74	0,08
	6	0,28	0,00	0,75	0,00	0,84	0,00	1,64	0,00	2,26	0,00	3,22	0,01
3	7	0,62	0,00	2,44	0,00	1,73	0,00	1,61	0,00	3,09	0,00	4,80	0,01
	8	0,37	0,02	3,48	0,01	2,59	0,01	1,95	0,01	5,56	0,01	7,52	0,05
	9	0,25	0,03	1,12	0,02	1,51	0,02	5,78	0,01	2,41	0,01	3,64	0,08
	10	0,49	0,00	2,85	0,00	2,09	0,00	0,98	0,00	1,98	0,00	8,65	0,01
	11	0,82	0,02	0,83	0,01	1,12	0,01	1,19	0,00	1,12	0,02	2,58	0,01
4	12	0,14	0,00	0,82	0,00	0,95	0,00	6,25	0,00	2,08	0,00	4,16	0,01
	13	0,43	0,00	1,16	0,00	2,93	0,00	2,86	0,00	1,31	0,00	8,21	0,01
	14	0,22	0,02	1,62	0,01	5,17	0,01	3,14	0,01	1,85	0,01	6,27	0,05
	15	0,46	0,00	1,13	0,00	2,99	0,00	2,79	0,00	1,35	0,00	7,36	0,01
	16	0,16	0,00	0,69	0,00	1,24	0,00	1,81	0,00	0,83	0,00	4,68	0,01
6	17	0,17	0,00	0,34	0,00	1,07	0,00	1,12	0,00	0,53	0,00	2,70	0,01
	18	0,21	0,02	0,41	0,01	1,57	0,01	1,96	0,01	0,55	0,01	3,92	0,05
	19	0,15	0,00	0,23	0,00	0,88	0,00	1,02	0,00	0,40	0,00	1,63	0,01
	20	0,17	0,02	0,70	0,01	0,54	0,01	4,14	0,01	1,34	0,01	3,13	0,05

Tabela A.4. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 30 cm do leito cultivado quadrado com *Eleocharis*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,14	0,02	0,39	0,01	1,10	0,01	1,45	0,01	0,62	0,01	2,31	0,05
	2	0,14	0,03	0,92	0,02	1,68	0,02	1,81	0,01	2,26	0,01	2,93	0,08
	3	0,11	0,00	1,12	0,00	0,81	0,00	0,88	0,00	1,80	0,00	4,87	0,01
	4	0,46	0,00	3,73	0,00	2,39	0,00	0,98	0,00	3,87	0,00	4,76	0,00
	5	0,18	0,00	1,30	0,00	1,65	0,00	3,24	0,00	2,76	0,00	4,31	0,01
	6	0,49	0,00	1,32	0,00	1,36	0,00	2,22	0,00	3,23	0,00	3,54	0,01
3	7	0,54	0,02	1,48	0,01	1,23	0,01	1,35	0,01	1,85	0,01	3,22	0,05
	8	1,27	0,00	4,11	0,00	2,73	0,03	1,50	0,00	9,79	0,00	5,73	0,01
	9	0,26	0,00	0,82	0,00	1,42	0,00	4,22	0,00	2,00	0,00	2,74	0,01
	10	0,46	0,00	2,95	0,00	4,89	0,00	1,63	0,00	3,90	0,00	9,57	0,01
	11	1,72	0,02	2,10	0,01	2,07	0,01	3,62	0,01	2,12	0,01	4,80	0,05
	12	2,36	0,00	1,28	0,00	1,40	0,00	3,72	0,00	2,68	0,00	2,67	0,01
4	13	0,24	0,02	0,84	0,01	1,72	0,01	5,69	0,01	2,69	0,01	4,89	0,05
	14	nd	nd	nd	nd	6,03	0,00	4,12	0,00	2,31	0,00	8,31	0,01
	15	0,29	0,02	0,58	0,01	1,82	0,01	2,12	0,01	0,87	0,01	6,06	0,05
	16	0,21	0,00	0,73	0,00	1,43	0,00	2,90	0,00	1,43	0,00	4,17	0,01
	17	0,11	0,02	0,22	0,01	0,94	0,01	0,85	0,01	0,35	0,01	2,04	0,05
	18	0,38	0,03	0,64	0,02	2,16	0,02	4,15	0,01	0,85	0,01	3,72	0,08
6	19	1,92	0,00	0,40	0,00	1,57	0,00	1,32	0,00	0,57	0,00	3,00	0,01
	20	0,18	0,00	0,93	0,00	3,27	0,00	2,85	0,00	1,18	0,00	4,04	0,01

Tabela A.5. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 50 cm do leito cultivado quadrado com *Eleocharis*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,15	0,00	0,61	0,00	1,62	0,00	2,50	0,00	1,24	0,00	2,60	0,01
	2	0,23	0,00	0,51	0,00	2,94	0,00	0,72	0,00	1,83	0,00	3,22	0,01
	3	0,28	0,00	2,10	0,00	1,65	0,00	2,35	0,00	3,11	0,00	3,76	0,01
	4	0,25	0,02	0,52	0,01	1,96	0,01	0,86	0,01	2,19	0,01	3,64	0,05
	5	0,17	0,00	0,72	0,00	1,29	0,00	3,00	0,00	2,93	0,00	4,46	0,01
3	6	0,67	0,02	1,02	0,01	2,89	0,01	1,45	0,01	1,30	0,01	2,58	0,05
	7	0,84	0,00	1,93	0,00	1,42	0,00	1,46	0,00	2,64	0,00	4,16	0,01
	8	1,34	0,02	2,31	0,01	1,55	0,01	0,79	0,01	4,19	0,01	4,76	0,05
	9	0,28	0,00	0,81	0,00	1,68	0,00	4,25	0,00	1,78	0,00	4,31	0,01
	10	0,54	0,02	3,41	0,01	5,55	0,01	1,53	0,01	2,17	0,01	11,04	0,05
4	11	1,18	0,03	1,50	0,02	1,71	0,02	2,81	0,01	2,71	0,01	3,22	0,08
	12	0,25	0,00	0,68	0,00	1,87	0,00	2,69	0,00	0,74	0,00	5,67	0,01
	13	0,28	0,00	0,64	0,00	1,91	0,00	2,62	0,00	2,88	0,00	5,88	0,01
	14	1,00	0,02	2,81	0,01	7,07	0,01	4,01	0,01	2,12	0,01	8,87	0,05
	15	0,36	0,03	1,43	0,02	2,41	0,02	4,41	0,01	1,80	0,01	8,34	0,08
6	16	0,21	0,00	0,76	0,00	1,79	0,00	3,33	0,00	1,52	0,00	7,22	0,01
	17	0,30	0,00	0,52	0,03	1,52	0,00	3,39	0,03	1,49	0,02	4,50	0,03
	18	0,24	0,00	0,56	0,00	1,82	0,00	3,38	0,00	0,86	0,00	5,17	0,01
	19	0,17	0,00	0,37	0,00	1,97	0,00	1,63	0,00	0,58	0,00	3,34	0,01
	20	1,75	0,02	4,35	0,01	4,84	0,01	2,79	0,01	1,38	0,01	9,19	0,05

Tabela A.6. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de efluente do leito cultivado quadrado com *Eleocharis*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	3,47	0,31	0,51	0,00	6,41	0,00	0,34	0,34	0,57	0,57	1,34	0,14
	2	2,67	0,26	0,13	0,02	8,23	0,32	0,03	0,03	0,37	0,37	0,34	0,00
	3	8,18	0,05	0,00	0,00	9,67	0,08	0,63	0,63	0,31	0,31	0,19	0,00
	4	7,16	0,09	4,40	0,12	13,81	0,02	0,38	0,38	0,63	0,63	7,05	0,15
	5	5,69	0,25	4,05	0,18	9,20	0,22	0,73	0,73	1,73	1,73	2,03	0,80
3	6	5,29	0,42	0,50	0,12	5,07	0,80	0,54	0,54	2,31	2,31	2,05	0,80
	7	5,87	0,00	0,51	0,05	10,35	0,00	0,03	0,03	0,19	0,19	0,15	0,06
	8	0,58	0,02	0,14	0,02	6,16	0,00	0,03	0,03	0,38	0,38	0,25	0,06
	9	8,03	0,00	3,82	0,03	8,98	0,00	0,29	0,29	0,43	0,43	4,96	0,21
	10	4,92	0,00	0,37	0,01	9,09	0,10	0,07	0,07	0,55	0,55	0,92	0,37
4	11	0,08	0,01	0,20	0,01	6,26	0,02	0,10	0,10	2,21	2,21	0,17	0,07
	12	0,22	0,00	0,11	0,00	11,49	0,21	0,02	0,02	0,19	0,19	0,26	0,00
	13	2,33	0,02	0,18	0,00	4,33	0,02	0,02	0,02	0,08	0,08	0,13	0,02
	14	0,56	0,01	0,14	0,00	9,98	0,08	0,03	0,03	0,20	0,20	0,20	0,01
	15	0,81	0,02	0,71	0,03	3,13	0,15	0,21	0,21	0,65	0,65	0,90	0,07
6	16	0,02	0,00	0,10	0,00	0,79	0,01	0,02	0,02	0,19	0,19	0,38	0,02
	17	0,02	0,00	0,07	0,00	1,79	0,01	0,01	0,01	0,15	0,15	0,38	0,00
	18	0,02	0,01	0,12	0,00	1,50	0,00	0,02	0,02	0,15	0,15	0,32	0,02
	19	0,12	0,01	0,46	0,01	3,70	0,79	0,10	0,10	0,19	0,19	0,21	0,02
	20	0,05	0,07	0,23	0,22	4,41	0,80	0,05	0,05	0,22	0,22	0,23	0,03

A.2 Leito cultivado quadrado com *Typha sp.*

Tabela A.7. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de afluente do leito cultivado quadrado com *Typha*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	6,19	0,16	42,68	0,03	102,33	0,02	21,59	0,01	52,01	0,07	2,52	0,00
	2	10,18	0,87	36,99	0,03	53,05	0,03	19,59	0,01	34,50	0,34	5,37	0,17
	3	11,75	0,00	31,82	0,42	57,25	0,04	28,38	0,01	58,22	0,00	3,17	0,02
	4	6,26	0,47	30,15	0,81	43,40	0,02	16,17	0,01	55,14	0,30	4,81	0,01
	5	8,46	0,07	29,72	0,01	45,45	0,06	27,32	0,01	27,33	0,02	6,04	0,00
	6	21,47	0,00	24,21	0,02	82,82	0,02	21,65	0,02	30,58	0,64	2,64	0,05
3	7	6,72	0,00	31,86	0,85	60,11	0,02	25,77	0,01	43,84	0,01	3,62	0,01
	8	9,66	0,78	43,44	0,03	61,70	0,02	46,67	0,01	63,66	0,16	1,95	0,04
	9	6,44	0,30	35,08	0,03	92,54	0,44	35,91	0,01	102,56	7,15	1,23	0,02
	10	6,57	0,81	64,90	0,03	55,79	0,31	16,17	0,01	124,26	0,01	8,10	0,01
	11	11,79	0,59	49,31	0,02	104,29	0,62	35,72	0,01	191,89	1,14	3,17	0,01
4	12	7,10	0,03	23,59	0,02	122,82	0,02	29,44	0,02	106,20	0,01	4,70	0,01
	13	25,14	0,60	32,90	0,02	138,90	0,02	58,91	0,01	141,95	0,02	10,11	0,01
	14	7,16	0,03	28,81	0,02	132,62	0,01	39,76	0,01	123,00	0,02	7,74	0,01
	15	41,12	0,85	163,11	0,02	153,96	0,00	43,70	0,01	156,95	0,71	12,09	0,01
	16	35,84	0,67	181,14	0,03	90,12	0,25	48,15	0,02	198,68	0,63	4,35	0,01
6	17	54,75	0,67	243,12	0,01	136,11	0,18	27,87	0,02	169,86	0,65	7,00	0,01
	18	5,80	0,03	30,63	0,02	152,26	1,58	40,78	0,01	72,52	0,01	7,88	0,01
	19	5,73	0,03	27,94	0,02	161,27	1,55	27,16	0,01	71,75	0,02	6,62	0,01
	20	2,78	0,03	24,34	0,02	114,12	0,93	15,98	0,01	56,02	0,01	3,85	0,01

Tabela A.8. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de folhas de *Typha* do leito cultivado quadrado.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	2,76	0,40	34,46	0,18	78,34	0,94	6,15	0,09	48,33	0,34	6,97	0,44
	2	1,18	0,14	22,77	0,34	31,42	0,26	3,66	0,17	23,07	0,15	6,80	0,07
	3	3,85	0,33	19,27	0,06	38,79	0,67	8,95	0,22	39,79	0,17	2,49	0,00
	4	1,93	0,12	19,73	0,10	25,92	0,06	8,77	0,65	49,59	0,96	3,04	0,03
	5	0,96	0,03	22,23	0,52	30,45	0,46	2,61	0,57	18,29	0,17	3,77	0,49
	6	0,84	0,10	19,03	0,72	27,29	0,98	4,22	0,14	18,32	0,02	4,86	0,66
3	7	0,68	0,08	18,91	0,12	33,66	0,51	6,85	0,19	43,02	0,93	9,00	0,96
	8	0,95	0,03	21,90	0,88	20,09	0,94	2,92	0,43	40,79	0,78	4,60	0,40
	9	0,99	0,25	27,85	0,61	36,69	0,03	7,54	0,42	48,42	0,27	3,91	0,75
	10	0,91	0,41	34,48	0,61	30,24	0,57	3,87	0,53	70,89	0,21	9,94	0,00
	11	3,46	0,40	42,64	0,37	49,61	0,33	10,21	0,19	23,17	0,21	4,03	0,37
	12	2,24	0,24	14,46	0,42	66,90	0,35	10,01	0,28	61,01	0,23	nd	nd
4	13	21,61	0,46	24,54	0,35	80,09	0,33	18,68	0,46	22,66	0,21	49,98	0,65
	14	4,97	0,35	23,65	0,81	82,20	0,52	11,14	0,06	75,74	0,34	30,14	0,16
	15	4,48	0,37	15,26	0,40	98,53	0,33	9,03	0,22	89,01	0,21	9,57	0,11
	16	6,89	0,52	26,70	0,40	42,55	0,33	22,21	0,32	94,61	0,21	27,35	0,11
	17	6,47	0,53	34,73	0,40	82,21	0,33	17,18	0,31	86,63	0,22	42,31	0,96
	18	3,73	0,11	24,09	0,46	84,13	0,33	14,46	0,43	67,68	0,72	36,03	0,53
6	19	4,11	0,23	24,48	0,76	94,07	0,48	14,80	0,45	68,14	0,36	37,36	0,48
	20	0,87	0,06	21,57	0,45	67,90	0,33	5,59	0,02	52,72	0,17	11,38	0,85

nd – não detectado

Tabela A.9. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 10 cm do leito cultivado quadrado com *Typha*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,11	0,00	0,72	0,00	2,63	0,00	2,06	0,00	0,53	0,00	4,25	0,01
	2	0,75	0,02	2,09	0,01	2,66	0,01	1,62	0,01	1,80	0,01	6,07	0,05
	3	0,23	0,00	1,20	0,00	1,49	0,00	3,02	0,00	1,80	0,00	3,95	0,01
	4	0,28	0,02	1,41	0,01	2,49	0,01	0,01	0,01	0,92	0,01	4,74	0,05
	5	0,11	0,03	0,94	0,02	1,36	0,02	4,18	0,01	1,57	0,01	3,52	0,08
3	1	1,46	0,00	1,10	0,00	1,28	0,00	2,28	0,00	0,65	0,00	3,44	0,01
	2	0,32	0,00	1,83	0,00	2,36	0,00	2,28	0,00	0,19	0,00	5,19	0,01
	3	0,71	0,00	1,20	0,00	1,02	0,00	3,32	0,00	2,46	0,00	0,57	0,01
	4	1,28	0,00	0,66	0,00	2,05	0,00	3,86	0,00	0,72	0,00	0,52	0,01
	5	0,54	0,02	2,43	0,01	3,14	0,01	1,36	0,00	2,85	0,01	9,19	0,05
4	1	0,85	0,00	0,80	0,01	1,89	0,00	5,38	0,01	0,90	0,01	4,27	0,01
	2	1,12	0,02	2,04	0,01	2,96	0,01	3,66	0,01	0,40	0,01	10,90	0,05
	3	0,42	0,03	1,03	0,02	1,35	0,02	2,97	0,01	2,24	0,01	5,56	0,08
	4	0,34	0,00	1,07	0,00	1,40	0,00	6,26	0,00	0,41	0,00	7,56	0,01
	5	0,07	0,00	0,94	0,00	1,66	0,00	7,01	0,00	0,42	0,00	2,27	0,01
6	1	0,14	0,00	0,30	0,00	0,96	0,00	1,50	0,00	0,35	0,00	2,54	0,01
	2	0,15	0,00	0,25	0,00	0,51	0,00	1,21	0,00	0,33	0,00	2,76	0,01
	3	0,17	0,02	0,52	0,01	1,58	0,01	3,25	0,01	0,41	0,01	4,44	0,05
	4	0,21	0,00	0,42	0,00	2,24	0,00	2,05	0,00	0,38	0,00	4,04	0,01
	5	0,36	0,02	0,53	0,01	1,22	0,01	2,31	0,01	0,16	0,01	3,96	0,05

Tabela A.10. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 30 cm do leito cultivado quadrado com *Typha*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,24	0,00	1,22	0,00	1,46	0,00	2,03	0,00	0,53	0,00	4,12	0,01
	2	0,80	0,02	1,66	0,02	2,12	0,01	1,62	0,01	1,80	0,01	6,58	0,07
	3	0,73	0,00	1,75	0,00	2,19	0,00	3,03	0,00	1,80	0,00	3,88	0,01
	4	0,80	0,02	2,24	0,02	1,15	0,01	1,46	0,01	0,92	0,01	6,15	0,07
	5	0,41	0,04	1,53	0,03	2,19	0,02	2,72	0,02	1,57	0,02	5,28	0,11
3	1	0,10	0,00	0,31	0,00	1,08	0,00	2,34	0,00	0,65	0,00	1,92	0,01
	2	0,48	0,00	1,58	0,00	0,53	0,00	2,29	0,00	0,19	0,00	1,24	0,01
	3	0,34	0,00	2,75	0,00	4,03	0,00	6,66	0,00	2,46	0,00	3,93	0,01
	4	0,21	0,02	0,62	0,02	1,62	0,01	3,43	0,01	0,72	0,01	0,55	0,07
	5	0,52	0,03	3,88	0,03	5,19	0,02	2,15	0,01	2,85	0,01	11,34	0,10
4	1	0,68	0,01	0,57	0,00	1,40	0,00	3,11	0,00	0,90	0,00	4,13	0,02
	2	0,22	0,02	0,57	0,02	1,50	0,01	1,96	0,01	0,40	0,01	3,57	0,07
	3	0,48	0,00	1,55	0,00	3,18	0,00	7,85	0,00	2,24	0,00	8,37	0,01
	4	0,16	0,02	0,38	0,02	3,31	0,01	1,84	0,01	0,41	0,01	3,83	0,07
	5	0,17	0,04	0,35	0,03	1,68	0,02	2,70	0,02	0,42	0,02	2,45	0,11
6	1	0,13	0,00	0,34	0,00	0,94	0,00	1,70	0,00	0,35	0,00	2,16	0,01
	2	0,16	0,00	0,36	0,00	1,28	0,00	1,41	0,00	0,33	0,00	3,73	0,01
	3	0,21	0,00	0,41	0,00	1,96	0,00	1,30	0,00	0,41	0,00	4,93	0,01
	4	0,22	0,02	0,48	0,02	1,26	0,01	1,43	0,01	0,38	0,01	4,05	0,07
	5	0,11	0,03	0,19	0,03	0,70	0,02	0,72	0,01	0,16	0,01	2,46	0,10

Tabela A.11. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 50 cm do leito cultivado quadrado com *Typha*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,57	0,01	1,28	0,00	2,97	0,00	2,05	0,00	0,54	0,00	15,75	0,00
	2	0,46	0,02	0,84	0,02	1,66	0,01	3,04	0,01	1,31	0,01	17,55	0,01
	3	0,14	0,00	1,09	0,00	1,43	0,00	1,61	0,00	0,34	0,00	11,25	0,00
	4	0,07	0,02	1,08	0,02	0,84	0,01	1,46	0,01	0,45	0,01	14,47	0,01
	5	0,21	0,04	0,46	0,03	1,03	0,02	2,72	0,02	0,20	0,02	11,42	0,01
3	1	0,08	0,00	0,46	0,00	0,83	0,00	2,31	0,00	1,56	0,00	7,09	0,00
	2	0,26	0,00	1,22	0,00	1,34	0,00	2,96	0,00	0,24	0,00	11,22	0,00
	3	0,26	0,00	3,91	0,00	1,48	0,00	7,07	0,00	5,50	0,00	5,46	0,00
	4	0,22	0,02	1,25	0,02	1,24	0,01	4,59	0,01	2,08	0,01	2,42	0,01
	5	1,05	0,03	2,26	0,03	2,48	0,02	1,32	0,01	1,23	0,01	30,83	0,01
4	1	1,44	0,01	1,27	0,00	1,04	0,00	1,71	0,00	0,48	0,00	11,00	0,00
	2	0,22	0,02	0,63	0,02	1,09	0,01	2,09	0,01	0,42	0,01	18,70	0,01
	3	0,32	0,00	0,74	0,00	1,76	0,00	5,27	0,00	0,86	0,00	19,57	0,00
	4	0,33	0,02	0,59	0,02	1,75	0,01	3,35	0,01	1,19	0,01	18,86	0,01
	5	1,00	0,04	2,87	0,03	3,59	0,02	4,14	0,02	1,36	0,02	12,77	0,01
6	1	0,20	0,00	0,60	0,00	0,74	0,00	7,15	0,00	0,92	0,00	6,61	0,00
	2	0,22	0,00	0,41	0,00	1,41	0,00	1,61	0,00	0,36	0,00	10,52	0,00
	3	0,24	0,00	1,50	0,00	1,49	0,00	5,93	0,00	0,81	0,00	16,85	0,00
	4	0,22	0,02	0,46	0,02	1,56	0,01	1,46	0,01	0,36	0,01	11,94	0,01
	5	0,26	0,03	0,37	0,03	1,33	0,02	1,13	0,01	0,29	0,01	10,76	0,01

Tabela A.12. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de efluente do leite cultivado quadrado com *Typha*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	2,47	0,66	0,18	0,02	6,16	0,26	0,02	0,01	0,30	0,03	0,24	0,03
	2	5,15	0,09	2,50	0,16	5,26	0,41	0,30	0,04	0,32	0,00	3,68	0,07
	3	5,76	0,56	2,87	0,19	6,02	0,54	0,27	0,06	2,72	0,00	2,92	0,02
	4	1,45	0,13	0,16	0,04	5,41	0,75	0,05	0,02	0,34	0,02	0,50	0,03
	5	5,41	0,00	0,34	0,00	3,54	0,45	0,16	0,00	0,23	0,07	0,36	0,02
	6	5,74	0,17	0,38	0,08	5,14	0,04	0,13	0,03	0,41	0,07	2,15	0,07
3	7	1,76	0,22	0,31	0,00	6,18	0,27	0,05	0,01	0,99	0,00	0,40	0,04
	8	2,18	0,08	2,48	0,65	6,80	0,24	0,43	0,00	1,70	0,25	1,26	0,00
	9	1,43	0,03	0,94	0,03	2,06	0,07	0,20	0,00	0,60	0,00	2,01	0,00
	10	1,16	0,03	0,28	0,06	3,00	0,24	0,03	0,02	0,36	0,04	0,73	0,06
	11	0,63	0,01	0,08	0,01	3,87	0,08	0,01	0,00	0,10	0,00	0,18	0,01
	12	0,97	0,04	1,04	0,03	2,01	0,01	0,16	0,01	0,11	0,01	0,24	0,01
4	13	0,47	0,01	0,07	0,00	3,09	0,03	0,01	0,00	0,31	0,00	0,16	0,01
	14	0,47	0,00	0,07	0,00	3,07	0,01	0,01	0,00	0,31	0,00	0,13	0,01
	15	1,16	0,02	0,13	0,00	1,48	0,02	0,02	0,00	0,11	0,00	0,18	0,01
	16	0,01	0,00	0,05	0,00	0,95	0,01	0,02	0,00	0,15	0,00	0,39	0,01
	17	0,14	0,00	0,13	0,00	5,80	0,03	0,04	0,01	0,82	0,01	0,24	0,02
	18	0,49	0,01	0,47	0,01	2,77	0,04	0,09	0,00	0,20	0,00	0,62	0,01
6	19	0,01	0,00	0,04	0,00	1,70	0,01	0,01	0,00	0,24	0,01	0,23	0,01
	20	0,01	0,00	0,06	0,00	2,43	0,03	0,02	0,00	0,14	0,00	0,24	0,01

A.3 Leite cultivado quadrado controle.

Tabela A.13. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de afluente do leite cultivado quadrado controle.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	6,39	0,03	12,50	0,03	19,14	0,15	16,58	0,01	17,25	0,00	2,82	0,06
	2	3,69	0,22	4,17	0,24	28,42	0,03	16,07	0,01	15,25	0,55	2,59	0,00
	3	3,40	0,10	12,56	0,02	23,52	0,30	9,09	0,01	15,37	0,00	2,54	0,00
	4	4,88	0,03	13,31	0,02	19,43	0,02	13,23	0,01	20,01	0,02	4,44	0,01
	5	4,93	0,08	14,55	0,01	12,12	0,04	9,18	0,01	9,53	0,00	3,52	0,01
	6	9,93	0,20	9,13	0,84	17,85	0,02	33,77	0,09	16,63	0,01	3,33	0,01
3	7	11,23	0,03	13,90	0,84	19,50	0,02	44,53	0,01	28,95	0,06	3,51	0,01
	8	4,81	0,16	13,44	0,05	18,84	0,02	42,23	0,01	28,77	0,01	6,41	0,02
	9	9,48	0,03	26,16	0,58	25,03	0,02	16,20	0,01	8,05	0,01	3,81	0,01
	10	8,99	0,15	20,48	0,50	21,76	0,02	14,35	0,01	34,83	0,00	2,82	0,01
	11	3,38	0,09	25,05	0,03	31,76	0,02	11,09	0,01	25,63	0,01	8,12	0,00
4	12	2,84	0,16	5,93	0,02	35,22	0,02	6,46	0,10	60,02	0,50	1,64	0,02
	13	4,40	0,23	12,35	0,02	17,56	0,02	30,04	0,00	20,66	0,01	6,68	0,01
	14	2,24	0,05	14,94	0,02	9,78	0,03	11,98	0,01	34,85	0,02	2,43	0,01
	15	5,28	0,03	17,93	0,03	32,37	0,02	38,19	0,00	22,48	0,01	2,84	0,01
	16	1,50	0,03	9,17	0,02	15,83	0,02	12,82	0,02	20,13	0,01	4,67	0,02
6	17	1,93	0,03	6,41	0,02	14,35	0,02	27,61	0,02	11,97	0,01	5,21	0,01
	18	1,37	0,03	7,31	0,02	9,16	0,02	30,88	0,78	12,95	0,01	4,34	0,01
	19	1,74	0,02	5,03	0,02	12,78	0,02	19,26	0,10	7,11	0,02	4,38	0,01
	20	2,11	0,03	6,31	0,02	15,83	0,02	29,37	0,01	11,02	0,01	4,33	0,01

Tabela A.14. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 10 cm do leito cultivado quadrado controle.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,36	0,00	0,76	0,00	1,69	0,00	0,34	0,00	0,91	0,00	1,71	0,01
	2	0,44	0,02	0,73	0,01	3,34	0,01	4,13	0,01	3,62	0,01	6,42	0,05
	3	0,56	0,00	1,83	0,00	3,61	0,00	1,54	0,00	3,29	0,00	4,38	0,01
	4	0,44	0,02	1,62	0,01	2,66	0,01	1,17	0,01	1,79	0,01	6,81	0,05
	5	0,85	0,00	2,42	0,00	1,72	0,00	0,89	0,00	1,72	0,00	3,84	0,01
	6	0,44	0,00	0,84	0,00	1,92	0,00	4,53	0,00	2,36	0,00	2,88	0,01
3	7	1,09	0,02	2,44	0,01	2,65	0,01	8,58	0,01	5,85	0,01	5,46	0,05
	8	0,22	0,00	1,21	0,00	2,14	0,00	5,97	0,00	4,20	0,00	6,81	0,01
	9	0,65	0,00	4,50	0,00	2,54	0,00	3,70	0,00	1,78	0,00	5,37	0,01
	10	0,38	0,00	2,32	0,00	2,00	0,00	3,87	0,00	12,11	0,00	3,92	0,01
	11	0,33	0,00	2,49	0,00	2,63	0,00	1,45	0,00	4,10	0,00	6,35	0,01
	12	0,12	0,02	0,70	0,01	4,14	0,01	0,53	0,01	2,00	0,01	2,30	0,05
4	13	0,14	0,00	1,02	0,00	0,82	0,00	10,06	0,00	4,46	0,00	1,59	0,01
	14	0,30	0,00	1,17	0,00	1,22	0,00	1,63	0,00	3,47	0,00	3,79	0,01
	15	0,10	0,02	0,92	0,01	2,18	0,01	7,88	0,01	3,88	0,01	3,44	0,05
	16	0,23	0,00	1,89	0,00	2,58	0,00	3,61	0,00	4,34	0,00	7,99	0,01
	17	0,48	0,00	1,52	0,00	3,51	0,00	7,64	0,00	2,89	0,00	10,11	0,01
	18	0,10	0,00	0,48	0,00	0,66	0,00	1,94	0,00	1,14	0,00	3,05	0,01
6	19	0,26	0,02	1,14	0,02	3,09	0,02	4,02	0,01	1,46	0,01	9,21	0,08
	20	0,27	0,00	0,86	0,00	1,84	0,00	3,85	0,00	1,39	0,00	6,55	0,01

Tabela A.15. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 30 cm do leito cultivado quadrado controle.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,38	0,02	1,50	0,01	2,11	0,01	2,39	0,01	2,53	0,01	3,37	0,05
	2	0,10	0,02	0,60	0,02	1,63	0,02	1,52	0,01	1,78	0,01	5,14	0,08
	3	0,32	0,00	1,50	0,00	3,26	0,00	0,91	0,00	1,00	0,00	7,08	0,01
	4	0,32	0,01	1,99	0,01	1,58	0,01	2,65	0,01	4,77	0,01	4,93	0,05
	5	0,10	0,00	1,71	0,00	0,66	0,00	1,91	0,00	4,39	0,00	4,90	0,01
3	6	0,40	0,01	1,25	0,01	2,41	0,01	5,70	0,01	3,31	0,01	3,93	0,05
	7	0,12	0,00	1,02	0,00	1,31	0,00	4,08	0,00	2,20	0,00	5,94	0,01
	8	0,51	0,02	1,91	0,01	2,56	0,01	7,89	0,01	5,09	0,01	13,55	0,05
	9	1,74	0,00	3,62	0,01	1,75	0,01	2,27	0,01	1,01	0,01	3,88	0,01
	10	0,55	0,00	1,31	0,00	1,58	0,00	0,68	0,00	4,43	0,00	2,88	0,01
4	11	0,20	0,00	1,73	0,00	2,22	0,00	1,07	0,00	1,96	0,00	8,71	0,01
	12	0,13	0,01	0,80	0,01	4,54	0,01	1,14	0,01	11,16	0,01	1,78	0,05
	13	0,89	0,00	2,59	0,00	3,25	0,00	2,92	0,00	1,30	0,00	12,98	0,01
	14	0,27	0,02	1,28	0,01	0,99	0,01	1,76	0,01	4,13	0,01	2,66	0,05
	15	1,84	0,00	6,72	0,00	7,27	0,00	3,10	0,00	2,32	0,00	3,46	0,01
6	16	0,14	0,02	0,86	0,01	1,31	0,01	1,91	0,01	1,89	0,01	3,23	0,05
	17	0,17	0,00	0,54	0,00	0,84	0,00	1,37	0,00	0,78	0,00	7,12	0,01
	18	0,24	0,01	1,31	0,01	1,35	0,01	5,95	0,01	2,04	0,01	6,76	0,05
	19	0,24	0,00	0,40	0,00	0,93	0,00	1,44	0,00	0,54	0,00	4,22	0,01
	20	0,28	0,00	0,88	0,00	1,54	0,00	4,11	0,00	1,82	0,00	5,26	0,01

Tabela A.16. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 50 cm do leito cultivado quadrado controle.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,44	0,00	1,26	0,00	1,24	0,00	3,29	0,00	3,74	0,00	5,92	0,01
	2	0,39	0,00	0,30	0,00	4,12	0,00	0,78	0,00	0,66	0,00	6,93	0,01
	3	0,44	0,00	1,62	0,00	2,66	0,00	1,17	0,00	1,79	0,00	6,81	0,01
	4	0,23	0,03	0,94	0,02	0,70	0,02	0,79	0,01	1,35	0,01	5,37	0,06
	5	0,13	0,00	1,00	0,00	1,23	0,00	0,79	0,00	0,93	0,00	3,92	0,01
3	6	0,12	0,00	0,64	0,00	1,67	0,00	3,25	0,00	0,80	0,00	6,35	0,01
	7	0,23	0,02	1,19	0,01	2,50	0,01	5,14	0,01	3,43	0,01	2,30	0,05
	8	0,56	0,03	0,88	0,02	1,41	0,02	2,83	0,01	1,96	0,01	4,93	0,08
	9	0,32	0,00	0,58	0,00	1,36	0,05	0,45	0,00	0,31	0,00	4,90	0,00
	10	0,27	0,00	0,60	0,00	1,65	0,00	0,88	0,00	0,98	0,00	3,93	0,01
4	11	0,24	0,00	5,68	0,00	5,92	0,00	1,89	0,00	4,10	0,00	17,14	0,01
	12	0,13	0,02	0,78	0,02	4,58	0,02	0,91	0,01	10,40	0,01	2,28	0,08
	13	0,60	0,00	1,32	0,00	2,10	0,00	6,92	0,00	2,42	0,00	12,00	0,01
	14	0,32	0,00	3,52	0,00	1,62	0,00	1,40	0,00	6,30	0,00	3,22	0,01
	15	0,14	0,02	0,93	0,01	2,87	0,01	4,27	0,01	2,75	0,01	4,39	0,05
6	16	0,23	0,02	0,90	0,02	2,08	0,02	1,51	0,01	1,72	0,01	7,41	0,08
	17	0,11	0,00	0,49	0,00	1,16	0,00	2,02	0,00	1,02	0,00	3,52	0,01
	18	0,20	0,02	1,14	0,01	1,04	0,01	4,37	0,01	1,86	0,01	7,46	0,05
	19	0,20	0,00	0,47	0,00	0,98	0,00	2,23	0,00	0,79	0,00	4,03	0,01
	20	0,28	0,02	0,76	0,01	1,67	0,01	3,77	0,01	1,12	0,01	5,44	0,05

Tabela A.17. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de efluente do leite cultivado quadrado controle.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	3,49	0,12	3,73	0,02	5,83	0,17	1,53	0,06	0,25	0,02	0,30	0,00
	2	1,48	0,03	0,07	0,00	5,68	0,06	0,00	0,00	0,13	0,00	0,88	0,46
	3	0,09	0,01	0,18	0,00	3,13	0,19	0,05	0,01	0,17	0,01	0,60	0,10
	4	2,88	0,80	1,92	0,02	7,71	0,40	1,80	0,07	0,25	0,02	1,30	0,47
	5	2,24	0,27	1,74	0,00	3,13	0,02	0,21	0,02	0,36	0,01	3,58	0,03
	6	6,49	0,08	0,55	0,00	2,86	0,00	0,07	0,01	0,47	0,00	0,44	0,03
3	7	7,63	0,04	0,51	0,01	3,33	0,02	0,04	0,00	0,31	0,01	0,81	0,07
	8	1,60	0,16	3,61	0,02	3,79	0,14	0,48	0,04	0,64	0,05	0,92	0,16
	9	3,21	0,80	1,61	0,08	10,88	0,91	0,15	0,00	0,31	0,01	2,72	0,18
	10	5,89	0,00	4,73	0,03	8,66	0,07	0,83	0,05	0,42	0,01	1,41	0,23
	11	1,45	0,06	0,29	0,01	4,85	0,02	0,07	0,01	0,23	0,01	0,67	0,02
	12	1,97	0,08	0,23	0,01	2,09	0,09	0,03	0,00	0,17	0,00	0,46	0,02
4	13	0,35	0,02	0,04	0,00	2,12	0,01	0,03	0,00	0,19	0,00	0,36	0,02
	14	0,01	0,00	0,01	0,00	0,20	0,00	0,01	0,00	0,10	0,00	0,13	0,01
	15	0,12	0,00	0,04	0,00	1,55	0,01	0,03	0,00	0,10	0,00	0,16	0,02
	16	0,02	0,00	0,05	0,00	0,90	0,02	0,01	0,00	0,27	0,01	0,15	0,01
	17	0,02	0,00	0,05	0,00	0,57	0,02	0,03	0,00	0,26	0,01	0,22	0,01
	18	nd	nd	0,01	0,00	1,53	0,01	0,71	0,01	0,37	0,01	0,19	0,01
6	19	0,01	0,00	0,01	0,00	0,28	0,00	0,01	0,00	0,13	0,00	0,15	0,02
	20	0,02	0,00	0,04	0,00	3,22	0,07	0,03	0,00	0,17	0,00	0,14	0,01

nd – não detectado

Anexo B - Dados do desempenho do sistema de leito cultivado retangular.

B.1 Leito cultivado retangular com *Eleocharis sp.*

Tabela B.1. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de afluente do leito cultivado retangular com *Eleocharis*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	5,36	0,56	79,50	0,00	127,31	0,51	8,86	0,00	26,57	0,00	45,29	0,00
	2	10,23	0,50	12,37	0,39	115,81	0,90	9,11	0,17	75,95	0,00	34,55	0,00
	3	5,59	0,70	28,48	0,01	60,53	0,78	12,87	0,01	8,81	0,74	39,65	0,00
	4	10,22	0,90	49,48	0,04	30,96	0,74	21,28	0,01	68,98	0,00	36,80	0,00
	5	14,96	0,00	45,19	0,00	59,42	0,00	26,17	0,00	12,15	0,00	35,41	0,00
3	6	7,20	0,85	21,44	0,90	60,78	0,00	42,25	0,00	49,79	0,00	36,73	0,09
	7	6,13	0,75	150,17	0,24	75,59	0,00	22,42	0,79	9,65	0,52	67,58	0,06
	8	8,86	0,87	56,27	0,04	148,33	0,78	6,94	0,90	56,20	0,01	66,67	0,09
	9	7,88	0,25	63,45	0,00	16,70	0,00	43,56	0,00	62,28	0,00	63,18	0,07
	10	4,33	0,81	54,37	0,67	13,25	0,00	8,11	0,00	79,99	0,52	122,07	0,05
4	11	16,67	0,03	64,70	0,02	9,40	0,00	33,91	0,16	16,25	0,00	63,55	0,08
	12	34,66	0,00	133,04	0,02	39,24	0,02	69,61	0,52	3,59	0,00	59,81	0,00
	13	18,33	0,03	44,29	0,49	10,32	0,34	6,50	0,01	13,21	0,00	62,09	0,08
	14	7,30	0,05	67,06	0,02	231,33	0,01	26,52	0,00	5,95	0,00	64,24	0,08
	15	53,48	0,00	81,86	0,02	10,18	0,01	9,06	0,01	52,92	0,00	71,40	0,08
6	16	14,50	0,03	67,59	0,22	102,30	0,00	40,62	7,93	26,69	0,00	86,51	0,08
	17	17,83	0,03	32,91	0,02	160,91	0,02	18,73	1,57	54,99	0,00	43,52	0,04
	18	6,41	0,03	69,75	0,02	61,16	0,00	19,26	0,00	7,74	0,00	58,58	0,00
	19	21,12	0,73	100,24	0,01	64,23	0,00	17,23	0,00	38,23	0,00	47,78	0,00
	20	20,34	0,79	9,42	0,00	6,62	0,01	8,64	0,78	36,95	0,00	66,82	0,02

Tabela B.2. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de folhas de *Eleocharis* do leito cultivado retangular.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	1,97	0,28	27,37	0,13	40,02	0,32	22,78	0,27	57,03	0,52	10,79	0,36
	2	1,06	0,06	16,04	0,26	67,21	0,38	3,86	0,13	70,83	0,36	2,18	0,00
	3	1,04	0,02	39,12	0,57	32,13	0,65	7,96	0,12	57,22	0,56	13,70	0,11
	4	0,94	0,13	36,75	0,36	29,10	0,23	4,75	0,15	60,14	0,63	5,93	0,69
	5	1,33	0,10	36,95	0,57	44,55	0,18	3,97	0,08	19,20	0,32	6,67	0,77
	6	1,20	0,01	21,05	0,26	30,32	0,55	2,12	0,01	37,02	0,49	2,07	0,06
3	7	2,22	0,01	32,39	0,40	58,38	0,77	6,72	0,14	63,46	0,21	12,29	0,18
	8	2,15	0,18	38,08	0,13	85,42	0,40	28,10	0,22	35,70	0,24	2,14	0,00
	9	1,55	0,23	46,78	1,54	85,03	0,39	6,40	0,25	59,05	0,27	nd	nd
	10	0,45	0,04	25,23	0,28	70,43	0,07	3,54	0,09	57,53	0,41	nd	nd
4	11	14,95	0,45	59,19	0,73	115,70	0,33	7,76	0,22	77,60	0,21	32,92	0,16
	12	32,65	0,94	52,93	0,40	107,51	0,35	32,95	0,60	87,74	0,23	49,71	0,20
	13	15,24	0,70	33,61	0,15	120,83	0,33	4,52	0,08	85,42	0,34	2,00	0,00
	14	3,07	0,23	52,20	0,41	80,55	0,52	10,38	0,24	65,89	0,34	28,39	0,70
	15	26,71	2,20	69,85	0,74	74,20	0,33	24,35	0,71	65,39	0,21	35,95	0,94
	16	12,29	0,38	58,56	0,57	82,62	0,33	21,34	0,05	68,24	0,21	38,58	0,85
6	17	14,74	0,31	23,77	0,27	62,84	0,33	9,06	0,47	60,39	0,22	15,95	0,25
	18	4,62	0,09	54,66	1,28	56,10	0,33	9,63	0,25	74,44	0,21	57,49	0,34
	19	7,60	0,76	27,13	0,40	55,63	0,48	10,42	0,25	85,37	0,32	75,12	0,82
	20	8,24	0,52	26,42	0,40	94,52	0,33	10,61	0,24	84,84	0,21	43,69	0,73

nd – não detectado

Tabela B.3. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 10 cm do leito cultivado retangular com *Eleocharis*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,66	0,00	1,15	0,00	1,15	0,00	0,53	0,00	0,84	0,00	2,19	0,01
	2	1,09	0,02	1,13	0,01	1,65	0,01	1,66	0,01	0,42	0,01	5,62	0,05
	3	0,62	0,00	1,28	0,00	2,15	0,00	1,03	0,00	1,11	0,00	4,57	0,01
	4	0,38	0,02	0,34	0,01	1,37	0,01	0,85	0,01	0,85	0,01	2,42	0,05
	5	0,63	0,03	1,33	0,02	1,77	0,02	2,26	0,01	1,81	0,01	5,63	0,08
3	6	0,64	0,00	0,25	0,00	1,59	0,00	2,50	0,00	1,36	0,00	3,02	0,01
	7	0,43	0,00	0,91	0,00	1,20	0,00	1,38	0,00	1,38	0,00	4,94	0,01
	8	1,47	0,00	2,32	0,00	2,30	0,00	1,80	0,00	3,88	0,00	10,56	0,01
	9	1,44	0,00	1,00	0,00	2,01	0,00	3,81	0,00	3,42	0,00	5,59	0,01
	10	0,72	0,02	3,50	0,01	4,02	0,01	1,61	0,01	1,27	0,01	15,20	0,05
4	11	0,18	0,00	0,82	0,00	1,42	0,00	1,82	0,00	1,11	0,00	4,60	0,02
	12	0,44	0,02	1,56	0,01	2,04	0,01	3,22	0,01	1,30	0,01	10,07	0,05
	13	0,13	0,03	1,14	0,02	1,25	0,02	1,78	0,01	0,79	0,01	4,62	0,08
	14	1,47	0,00	4,00	0,00	5,40	0,00	2,87	0,00	2,06	0,00	7,42	0,01
	15	0,19	0,00	1,63	0,00	1,62	0,00	5,67	0,00	1,82	0,00	5,35	0,01
6	16	0,10	0,00	0,95	0,00	0,87	0,00	3,60	0,00	2,28	0,00	3,65	0,01
	17	0,10	0,00	0,78	0,00	0,77	0,00	0,68	0,00	0,31	0,00	2,49	0,01
	18	0,14	0,02	1,72	0,01	1,68	0,01	4,09	0,01	0,48	0,01	5,79	0,05
	19	0,11	0,00	0,98	0,00	1,06	0,00	2,07	0,00	0,71	0,00	4,26	0,01
	20	0,10	0,02	0,96	0,01	0,96	0,01	3,11	0,01	1,27	0,01	3,05	0,05

Tabela B.4. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 30 cm do leito cultivado retangular com *Eleocharis*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,26	0,00	1,28	0,00	2,07	0,00	0,44	0,00	0,65	0,00	5,68	0,01
	2	0,62	0,02	0,96	0,02	1,18	0,01	1,21	0,01	0,48	0,01	4,55	0,07
	3	0,27	0,00	1,11	0,00	1,69	0,00	0,80	0,00	0,79	0,00	3,54	0,01
	4	0,94	0,02	1,17	0,02	1,20	0,01	2,74	0,01	1,08	0,01	4,14	0,07
	5	1,04	0,04	0,92	0,03	1,56	0,02	1,48	0,02	1,18	0,02	2,66	0,11
	6	0,82	0,00	0,61	0,00	1,78	0,00	2,74	0,00	1,93	0,00	3,19	0,01
3	7	0,44	0,00	1,16	0,00	1,58	0,00	1,03	0,00	1,74	0,00	6,65	0,01
	8	0,37	0,00	2,35	0,00	2,27	0,00	1,62	0,00	1,69	0,00	5,87	0,01
	9	0,27	0,02	1,28	0,02	2,09	0,01	7,58	0,01	2,62	0,01	5,37	0,07
	10	0,40	0,03	2,45	0,03	2,44	0,02	2,06	0,01	1,62	0,01	9,64	0,10
	11	0,33	0,01	0,64	0,00	1,21	0,00	3,28	0,00	1,28	0,00	3,54	0,02
	12	0,14	0,02	0,40	0,02	1,27	0,01	1,69	0,01	0,72	0,01	3,82	0,07
4	13	0,58	0,00	1,71	0,00	4,24	0,00	7,73	0,00	3,16	0,00	11,21	0,01
	14	0,12	0,02	0,98	0,02	1,03	0,01	2,08	0,01	0,84	0,01	3,77	0,07
	15	0,19	0,04	1,46	0,03	1,54	0,02	3,09	0,02	1,46	0,02	4,59	0,11
	16	0,16	0,00	1,38	0,00	1,36	0,00	3,47	0,00	1,26	0,00	4,38	0,01
	17	0,17	0,00	1,60	0,00	1,52	0,00	1,40	0,00	0,98	0,00	4,72	0,01
	18	0,23	0,00	1,46	0,00	1,57	0,00	2,52	0,00	0,82	0,00	3,65	0,01
6	19	0,07	0,02	0,71	0,02	0,74	0,01	1,06	0,01	1,16	0,01	2,94	0,07
	20	0,10	0,03	1,04	0,03	1,05	0,02	2,34	0,01	0,99	0,01	3,38	0,10

Tabela B.5. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 50 cm do leito cultivado retangular com *Eleocharis*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,48	0,01	1,74	0,00	2,38	0,00	0,82	0,00	1,08	0,00	5,80	0,02
	2	1,06	0,02	0,88	0,02	0,95	0,01	1,82	0,01	0,94	0,01	3,22	0,07
	3	0,38	0,00	0,34	0,00	1,37	0,00	0,85	0,00	0,85	0,00	2,42	0,01
	4	1,03	0,02	1,72	0,02	2,06	0,01	3,00	0,01	1,27	0,01	5,70	0,07
	5	0,69	0,04	0,89	0,03	1,53	0,02	1,21	0,02	1,04	0,02	2,66	0,11
	6	0,26	0,00	0,68	0,00	1,98	0,00	3,03	0,00	1,71	0,00	3,58	0,01
3	7	0,56	0,00	1,56	0,00	1,92	0,00	1,73	0,00	1,92	0,00	6,20	0,01
	8	0,26	0,00	2,51	0,00	2,44	0,00	2,69	0,00	2,32	0,00	8,33	0,01
	9	0,82	0,02	0,80	0,02	1,71	0,01	3,45	0,01	1,26	0,01	4,53	0,07
	10	0,41	0,03	1,99	0,03	2,60	0,02	1,60	0,01	3,80	0,01	11,95	0,10
	11	0,17	0,01	0,73	0,00	1,21	0,00	2,19	0,00	1,45	0,00	4,04	0,02
	12	0,31	0,02	1,10	0,02	1,63	0,01	2,74	0,01	0,86	0,01	6,49	0,07
4	13	0,42	0,00	1,35	0,00	3,02	0,00	3,12	0,00	1,15	0,00	8,39	0,01
	14	0,10	0,02	0,95	0,02	0,90	0,01	1,51	0,01	0,69	0,01	3,10	0,07
	15	0,12	0,04	1,17	0,03	1,26	0,02	4,84	0,02	1,24	0,02	3,91	0,11
	16	0,40	0,00	1,51	0,00	2,54	0,00	2,44	0,00	1,40	0,00	10,30	0,01
	17	0,14	0,00	1,17	0,00	1,18	0,00	1,34	0,00	0,62	0,00	3,38	0,01
	18	0,50	0,00	2,83	0,00	2,76	0,00	5,14	0,00	1,28	0,00	7,50	0,01
6	19	0,14	0,02	1,09	0,02	1,04	0,01	1,56	0,01	0,57	0,01	3,84	0,07
	20	0,09	0,03	0,61	0,03	0,60	0,02	0,73	0,01	0,25	0,01	1,90	0,10

Tabela B.6. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de efluente do leito cultivado retangular com *Eleocharis*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,51	0,49	0,16	0,02	4,56	0,48	0,07	0,00	1,00	0,00	0,25	0,02
	2	1,68	0,27	0,30	0,00	3,60	0,11	0,02	0,00	0,27	0,06	0,22	0,12
	3	0,36	0,10	0,00	0,00	1,14	0,00	0,06	0,00	0,88	0,00	0,23	0,13
	4	3,72	0,02	0,05	0,04	4,48	0,10	0,00	0,00	0,55	0,00	0,13	0,01
	5	0,81	0,09	0,48	0,01	2,74	0,23	0,12	0,01	0,82	0,00	1,02	0,35
	6	0,98	0,14	0,09	0,03	4,99	0,30	0,05	0,00	0,28	0,02	0,34	0,00
3	7	0,62	0,04	0,16	0,01	5,47	0,20	0,13	0,00	0,87	0,26	0,53	0,11
	8	0,43	0,41	0,13	0,04	3,13	0,00	0,02	0,01	0,63	0,08	0,45	0,17
	9	0,11	0,06	0,19	0,01	8,27	0,24	0,04	0,01	1,43	0,43	0,79	0,05
	10	1,21	0,12	0,24	0,00	4,98	0,80	0,21	0,06	0,61	0,11	4,01	0,00
4	11	0,02	0,00	0,03	0,00	1,92	0,01	0,04	0,00	0,14	0,00	0,19	0,01
	12	0,89	0,03	0,09	0,00	3,91	0,10	0,05	0,01	0,22	0,00	0,64	0,06
	13	0,26	0,01	0,17	0,00	7,66	0,20	0,04	0,00	0,14	0,01	0,87	0,03
	14	0,01	0,00	0,04	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,18	0,01
	15	2,67	0,02	0,32	0,01	7,56	0,34	0,12	0,00	0,19	0,00	0,64	0,03
	16	0,55	0,01	0,61	0,04	7,59	0,32	0,43	0,02	0,63	0,08	1,39	0,06
6	17	2,08	0,02	0,28	0,01	9,06	0,56	0,12	0,00	0,86	0,03	1,14	0,05
	18	0,02	0,01	0,05	0,00	4,48	0,06	0,02	0,00	0,27	0,00	0,35	0,02
	19	0,03	0,01	0,03	0,00	1,39	0,03	0,04	0,00	0,31	0,00	1,53	0,00
	20	0,08	0,01	0,36	0,01	6,25	0,80	0,22	0,01	0,36	0,01	2,28	0,07

B.2 Leito cultivado retangular com *Typha sp.*

Tabela B.7. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de afluentes do leito cultivado retangular com *Typha*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	6,91	0,02	28,49	0,77	42,48	0,36	7,02	0,00	0,97	0,07	16,08	0,05
	2	7,89	0,14	27,58	0,23	87,67	0,03	10,85	0,23	0,59	0,00	8,00	0,06
	3	3,13	0,07	21,25	0,01	16,34	0,25	6,52	0,23	0,55	0,00	8,16	0,16
	4	4,21	0,04	17,19	0,82	30,08	0,31	5,54	0,01	1,09	0,00	5,56	0,08
	5	2,94	0,07	96,91	0,81	34,95	0,61	21,56	0,11	0,84	0,00	4,27	0,12
3	6	3,77	0,03	30,76	0,81	22,38	0,42	10,80	0,13	0,18	0,00	19,81	0,06
	7	8,22	0,06	40,15	0,40	93,20	0,92	11,32	0,11	3,70	0,35	11,77	0,14
	8	6,56	0,03	20,07	0,08	76,56	0,12	7,26	0,45	5,76	0,20	7,20	0,15
	9	8,09	0,05	47,96	0,20	87,76	0,37	9,35	0,23	7,93	0,00	27,52	0,01
	10	18,64	0,03	35,01	0,40	77,96	0,25	5,67	0,43	7,27	0,00	7,24	0,08
4	11	26,04	0,66	90,51	0,70	75,13	0,26	33,32	2,25	6,35	0,60	14,46	0,00
	12	7,74	0,05	55,40	0,33	88,31	0,79	12,08	0,21	4,92	0,00	53,78	0,10
	13	7,94	0,16	31,14	0,66	60,50	0,96	10,23	0,12	5,15	0,53	10,58	0,00
	14	21,40	0,21	34,38	0,58	44,38	0,15	8,35	0,11	26,01	0,00	11,30	0,11
	15	22,16	0,22	67,27	0,87	78,60	0,77	22,13	0,26	3,08	0,00	40,84	0,00
6	16	18,23	0,23	27,46	0,23	60,59	0,01	11,55	0,33	9,97	0,76	40,39	0,29
	17	2,46	0,03	27,60	0,99	56,18	0,29	5,27	0,38	6,22	0,00	5,24	0,13
	18	14,73	0,27	36,63	0,55	76,11	0,99	5,80	0,31	3,24	0,00	7,88	0,14
	19	8,39	0,08	27,37	0,41	86,92	0,93	7,34	0,44	2,17	0,00	5,75	0,10
	20	21,52	0,51	26,30	0,15	75,26	0,28	13,93	0,57	0,82	0,00	33,84	0,00

Tabela B.8. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de folhas de *Typha* do leito cultivado retangular.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	3,13	0,52	27,67	0,40	34,00	0,91	8,06	0,47	58,87	0,30	14,04	0,26
	2	7,56	0,99	25,41	0,54	67,70	0,01	6,26	0,84	41,25	0,42	6,54	0,05
	3	1,11	0,08	18,36	0,40	46,97	0,28	4,42	0,33	30,55	0,44	6,82	0,19
	4	0,98	0,07	19,79	0,00	28,84	0,76	4,06	0,62	41,59	0,63	5,83	0,00
	5	1,71	0,02	9,64	0,40	34,39	0,16	22,11	0,64	81,86	0,44	7,31	0,00
3	6	1,91	0,37	29,39	0,42	72,57	0,32	6,49	0,59	30,13	0,62	22,45	0,20
	7	1,74	0,00	33,26	0,28	43,59	0,97	9,59	0,55	32,21	0,32	10,32	0,26
	8	0,66	0,17	18,51	0,25	22,70	0,13	2,14	0,28	29,21	0,62	6,99	0,09
	9	5,00	0,67	38,03	0,41	42,06	0,85	6,24	0,00	75,54	0,27	11,10	0,31
	10	1,54	0,35	27,65	0,40	46,37	0,64	5,28	0,47	58,32	0,46	7,23	0,58
4	11	23,31	0,84	8,93	0,41	72,50	0,33	32,58	0,91	105,14	0,21	43,05	0,11
	12	6,12	0,42	51,10	0,07	66,46	0,35	11,04	0,13	85,93	0,23	47,61	0,98
	13	6,14	0,36	28,85	0,71	50,85	0,33	9,92	0,42	20,13	0,21	72,58	0,47
	14	17,30	0,75	26,71	0,35	68,67	0,52	7,61	0,23	106,67	0,34	nd	nd
	15	12,21	0,52	15,01	0,40	76,59	0,33	11,96	0,22	43,89	0,21	18,56	0,11
6	16	15,39	0,72	24,98	0,95	66,23	0,33	10,54	0,26	95,91	0,51	40,28	0,43
	17	0,96	0,22	26,18	0,28	53,03	0,08	4,78	0,18	118,14	0,60	4,28	0,97
	18	1,08	0,02	25,99	0,36	52,44	0,12	4,89	0,17	118,15	0,54	3,06	0,58
	19	0,91	0,18	22,20	0,14	71,76	0,26	6,73	0,09	65,76	0,03	5,19	0,71
	20	6,74	0,52	12,27	0,40	64,91	0,33	8,73	0,24	93,46	0,21	13,00	0,11

nd= não detectado

Tabela B.9. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 10 cm do leito cultivado retangular com *Typha*.

TDH (dias)	Período	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,16	0,00	0,14	0,00	0,29	0,00	0,04	0,00	0,73	0,00	0,05	0,01
	2	0,03	0,02	0,19	0,01	0,50	0,01	0,12	0,01	2,34	0,01	0,11	0,00
	3	0,09	0,00	0,34	0,00	0,34	0,00	0,20	0,00	2,40	0,00	0,06	0,01
	4	0,03	0,02	0,16	0,01	0,40	0,01	0,08	0,01	2,22	0,01	0,06	0,04
	5	0,08	0,03	0,14	0,02	0,25	0,02	0,04	0,01	1,43	0,01	0,11	0,00
	6	0,03	0,00	0,08	0,00	0,19	0,00	0,04	0,00	2,50	0,00	0,04	0,00
3	7	0,16	0,00	0,10	0,00	0,34	0,00	0,07	0,00	1,76	0,00	0,06	0,01
	8	0,51	0,03	0,13	0,02	4,44	0,02	0,54	0,01	2,51	0,01	0,16	0,08
	9	0,10	0,00	0,71	0,04	0,44	0,03	0,18	0,02	2,62	0,02	0,21	0,00
	10	1,14	0,00	0,19	0,00	1,52	0,00	0,02	0,00	1,26	0,00	0,00	0,00
4	11	0,20	0,01	nd	nd	0,18	0,00	0,11	0,00	2,86	0,00	0,00	0,00
	12	0,14	0,03	0,37	0,02	1,15	0,02	0,04	0,01	5,71	0,01	0,00	0,00
	13	0,10	0,00	0,14	0,00	0,49	0,00	0,01	0,00	2,28	0,00	0,12	0,01
	14	0,27	0,04	0,31	0,03	0,84	0,03	0,06	0,02	6,16	0,02	0,00	0,00
	15	0,12	0,00	0,11	0,00	0,37	0,00	0,02	0,00	1,67	0,00	0,05	0,01
	16	0,17	0,01	0,17	0,00	0,53	0,00	0,09	0,00	3,81	0,00	0,00	0,00
6	17	0,11	0,03	0,11	0,02	0,20	0,02	0,01	0,01	1,22	0,01	0,00	0,00
	18	0,37	0,03	0,30	0,02	3,24	0,02	0,11	0,01	3,50	0,01	0,13	0,08
	19	1,18	0,05	1,27	0,04	3,66	0,03	0,05	0,02	4,21	0,02	0,00	0,00
	20	0,15	0,00	0,21	0,00	1,02	0,00	0,04	0,00	2,50	0,00	0,24	0,01

nd= não detectado

Tabela B.10. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 30 cm do leito cultivado retangular com *Typha*.

TDH (dias)	Período	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,04	0,01	0,16	0,01	0,24	0,01	0,03	0,01	1,38	0,01	0,08	0,00
	2	0,22	0,02	0,06	0,02	0,67	0,02	0,02	0,01	0,47	0,01	0,06	0,00
	3	0,07	0,00	0,13	0,00	0,34	0,00	0,06	0,00	2,22	0,00	0,07	0,01
	4	0,06	0,01	0,14	0,01	0,34	0,01	0,06	0,01	2,60	0,00	0,07	0,01
	5	0,02	0,00	0,09	0,00	0,22	0,00	0,04	0,00	2,44	0,00	0,04	0,00
	6	0,11	0,00	0,07	0,00	0,17	0,00	0,03	0,00	1,10	0,00	0,04	0,00
3	7	0,01	0,01	1,14	0,01	0,70	0,01	0,05	0,01	2,91	0,01	0,13	0,04
	8	0,42	0,00	0,18	0,00	2,36	0,00	0,38	0,00	1,26	0,00	0,00	0,00
	9	0,09	0,01	0,06	0,00	0,46	0,00	0,06	0,00	2,93	0,00	0,47	0,02
	10	1,50	0,03	1,15	0,02	3,41	0,02	0,15	0,01	1,88	0,01	0,28	0,08
4	11	0,11	0,03	0,10	0,02	0,36	0,02	0,02	0,01	2,48	0,01	0,00	0,00
	12	0,21	0,05	0,14	0,04	0,94	0,03	0,05	0,02	4,94	0,02	0,00	0,00
	13	0,14	0,00	0,24	0,00	1,13	0,00	0,06	0,00	4,38	0,00	0,06	0,01
	14	0,39	0,01	0,32	0,01	0,64	0,00	0,02	0,00	3,09	0,00	0,25	0,02
	15	0,28	0,03	0,68	0,02	1,36	0,02	0,04	0,01	3,66	0,01	0,19	0,00
	16	0,16	0,00	0,21	0,00	0,38	0,00	0,08	0,00	3,82	0,00	0,02	0,01
6	17	0,11	0,04	0,10	0,03	0,24	0,03	0,02	0,02	1,66	0,02	0,00	0,00
	18	0,18	0,00	0,11	0,00	0,37	0,00	0,03	0,00	2,92	0,00	0,00	0,00
	19	0,22	0,01	0,16	0,00	0,52	0,00	0,03	0,00	2,86	0,00	0,04	0,02
	20	0,09	0,03	0,37	0,02	0,85	0,02	0,08	0,01	2,54	0,01	0,00	0,00

nd = não detectado

Tabela B.11. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 50 cm do leito cultivado retangular com *Typha*.

TDH (dias)	Período	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,57	0,00	1,28	0,00	2,97	0,00	2,05	0,00	0,54	0,00	7,38	0,01
	2	0,46	0,00	0,84	0,00	1,66	0,00	3,04	0,00	1,31	0,00	4,90	0,01
	3	0,14	0,00	1,09	0,00	1,43	0,00	1,61	0,00	0,34	0,00	3,42	0,01
	4	0,07	0,02	1,08	0,01	0,84	0,01	1,46	0,01	0,45	0,01	3,58	0,06
	5	0,21	0,00	0,46	0,00	1,03	0,00	2,72	0,00	0,20	0,00	2,62	0,01
	6	0,08	0,02	0,46	0,01	0,83	0,01	2,31	0,01	1,56	0,01	1,72	0,06
3	7	0,26	0,00	1,22	0,00	1,34	0,00	2,96	0,00	0,24	0,00	4,79	0,01
	8	0,26	0,03	3,91	0,02	1,48	0,02	7,07	0,01	5,50	0,01	0,96	0,08
	9	0,22	0,00	1,25	0,00	1,24	0,00	4,59	0,00	2,08	0,00	1,36	0,01
	10	1,05	0,04	2,26	0,03	2,48	0,03	1,32	0,02	1,23	0,02	10,31	0,13
4	11	1,44	0,00	1,27	0,00	1,04	0,00	1,71	0,00	0,48	0,00	2,61	0,01
	12	0,22	0,01	0,63	0,00	1,09	0,00	2,09	0,00	0,42	0,00	4,23	0,02
	13	0,32	0,03	0,74	0,02	1,76	0,02	5,27	0,01	0,86	0,01	5,65	0,08
	14	0,33	0,03	0,59	0,02	1,75	0,02	3,35	0,01	1,19	0,01	7,47	0,08
	15	1,00	0,05	2,87	0,04	3,59	0,03	4,14	0,02	1,36	0,02	8,05	0,14
	16	0,20	0,00	0,60	0,00	0,74	0,00	7,15	0,00	0,92	0,00	1,91	0,01
6	17	0,22	0,01	0,41	0,01	1,41	0,00	1,61	0,00	0,36	0,00	4,03	0,02
	18	0,24	0,03	1,50	0,02	1,49	0,02	5,93	0,01	0,81	0,01	7,48	0,08
	19	0,22	0,00	0,46	0,00	1,56	0,00	1,46	0,00	0,36	0,00	3,84	0,01
	20	0,26	0,04	0,37	0,03	1,33	0,03	1,13	0,02	0,29	0,02	4,35	0,13

Tabela B.12. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de efluente do leito cultivado retangular com *Typha*.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	1,83	0,00	1,13	0,00	2,03	0,00	0,57	0,00	0,32	0,07	2,63	0,00
	2	1,06	0,01	0,99	0,00	5,25	0,02	1,57	0,02	0,20	0,00	0,14	0,03
	3	0,75	0,00	1,31	0,01	2,24	0,00	0,71	0,00	0,22	0,01	0,07	0,03
	4	1,66	0,00	0,94	0,01	1,80	0,02	0,31	0,02	1,20	0,01	1,60	0,10
	5	0,48	0,00	1,03	0,00	1,54	0,04	0,36	0,03	0,89	0,06	1,91	0,01
	6	0,74	0,01	0,62	0,01	1,24	0,00	0,21	0,00	0,59	0,01	1,87	0,05
3	7	0,53	0,01	3,13	0,00	3,89	0,00	0,30	0,00	0,28	0,00	0,18	0,02
	8	2,79	0,05	1,12	0,01	17,42	0,01	2,32	0,00	0,37	0,00	0,23	0,02
	9	1,31	0,01	4,51	0,01	3,78	0,00	0,76	0,00	0,38	0,01	1,38	0,02
	10	6,86	0,52	3,35	0,03	19,27	0,02	0,52	0,02	0,31	0,01	0,22	0,01
4	11	0,77	0,01	0,35	0,01	2,00	0,00	0,35	0,00	0,17	0,00	0,10	0,01
	12	0,73	0,01	1,97	0,03	10,10	0,02	0,49	0,02	0,59	0,00	0,36	0,02
	13	0,77	0,01	1,05	0,05	4,46	0,04	0,26	0,03	0,19	0,00	0,23	0,01
	14	1,86	0,01	0,35	0,01	9,83	0,00	0,35	0,00	0,17	0,00	0,11	0,02
	15	1,15	0,01	0,24	0,00	4,50	0,00	0,42	0,00	0,17	0,00	0,37	0,02
	16	0,13	0,00	1,14	0,01	3,06	0,01	0,47	0,00	0,17	0,00	0,18	0,00
6	17	0,62	0,01	0,65	0,01	1,45	0,00	0,11	0,00	0,19	0,00	0,34	0,02
	18	0,63	0,00	0,48	0,03	10,94	0,02	0,51	0,02	0,23	0,00	0,20	0,01
	19	0,31	0,01	0,36	0,01	10,34	0,00	0,28	0,00	0,18	0,00	0,25	0,01
	20	0,79	0,01	0,15	0,03	4,78	0,02	0,33	0,02	0,15	0,00	0,23	0,02

B.3 Leito cultivado retangular controle.

Tabela B.13. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de afluente do leito cultivado retangular controle.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	3,06	0,03	20,02	0,84	21,45	0,00	10,07	0,07	14,32	0,01	5,91	0,45
	2	6,50	0,05	21,05	0,03	46,60	0,00	27,11	0,00	9,20	0,00	12,69	0,84
	3	3,38	0,07	20,80	0,81	24,43	0,25	8,47	0,01	14,74	0,00	7,19	0,88
	4	4,80	0,05	19,18	0,43	43,72	0,00	11,39	0,67	9,76	0,67	6,32	0,08
	5	6,64	0,07	15,84	0,02	52,24	0,00	9,29	0,01	30,16	0,01	3,11	0,54
	6	8,45	0,03	16,37	0,02	23,80	0,00	15,07	0,12	28,04	0,51	5,08	0,08
3	7	5,80	0,03	nd	nd	15,54	0,00	13,27	0,23	24,09	0,52	6,88	0,08
	8	3,38	0,03	27,18	0,00	29,08	0,00	12,07	0,46	9,13	0,75	35,65	0,46
	9	6,89	0,06	26,01	0,00	71,35	0,00	11,97	0,67	17,46	0,28	50,91	0,52
	10	4,36	0,03	17,97	0,43	44,79	0,02	7,97	0,01	11,55	0,12	73,15	0,83
	11	4,16	0,03	19,28	0,29	18,09	0,00	15,81	0,17	23,29	0,18	57,14	0,00
	12	3,83	0,03	10,19	0,18	10,84	0,02	16,58	0,10	8,70	0,08	46,77	0,10
4	13	5,60	0,03	15,58	0,39	28,94	0,00	26,91	0,75	15,27	0,09	44,21	0,40
	14	1,05	0,05	12,12	0,02	26,27	0,00	15,58	0,90	11,40	0,51	41,78	0,08
	15	1,58	0,03	5,98	0,22	13,29	0,02	15,35	0,75	10,83	0,32	29,65	0,97
	16	4,87	0,03	6,95	0,02	13,94	0,18	12,73	0,25	4,38	0,92	63,88	0,20
6	17	1,37	0,03	2,00	0,22	11,37	0,02	5,79	0,02	2,38	0,46	21,77	0,71
	18	1,95	0,03	5,34	0,02	8,64	0,02	31,12	0,06	nd	nd	42,84	0,65
	19	2,57	0,03	3,47	0,21	13,64	0,14	9,80	0,01	3,53	0,00	33,63	0,50
	20	3,68	0,03	3,75	0,02	9,55	0,02	16,32	0,39	4,32	0,52	23,77	0,00

Tabela B.14. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 10 cm do leito cultivado retangular controle.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,66	0,00	1,15	0,00	1,15	0,00	0,53	0,00	0,84	0,00	2,19	0,01
	2	1,09	0,02	1,13	0,01	1,65	0,01	1,66	0,01	0,42	0,01	5,62	0,05
	3	0,62	0,00	1,28	0,00	2,15	0,00	1,03	0,00	1,11	0,00	4,57	0,01
	4	0,38	0,02	0,34	0,01	1,37	0,01	0,85	0,01	0,85	0,01	2,42	0,05
	5	0,63	0,03	1,33	0,02	1,77	0,02	2,26	0,01	1,81	0,01	5,63	0,06
3	6	0,64	0,00	0,25	0,00	1,59	0,00	2,50	0,00	1,36	0,00	3,02	0,01
	7	0,43	0,00	0,91	0,00	1,20	0,00	1,38	0,00	1,38	0,00	4,94	0,01
	8	1,47	0,02	2,32	0,02	2,30	0,01	1,80	0,01	3,88	0,01	10,56	0,07
	9	1,44	0,04	1,00	0,03	2,01	0,02	3,81	0,02	3,42	0,02	5,59	0,11
	10	0,72	0,00	3,50	0,00	4,02	0,00	1,61	0,00	1,27	0,00	15,20	0,01
4	11	0,18	0,01	0,82	0,00	1,42	0,00	1,82	0,00	1,11	0,00	4,60	0,02
	12	0,44	0,02	1,56	0,02	2,04	0,01	3,22	0,01	1,30	0,01	10,07	0,07
	13	0,13	0,00	1,14	0,00	1,25	0,00	1,78	0,00	0,79	0,00	4,62	0,01
	14	1,47	0,03	4,00	0,03	5,40	0,02	2,87	0,01	2,06	0,01	7,42	0,10
	15	0,19	0,00	1,63	0,00	1,62	0,00	5,67	0,00	1,82	0,00	5,35	0,01
6	16	0,10	0,00	0,95	0,00	0,87	0,00	3,60	0,00	2,28	0,00	3,65	0,01
	17	0,10	0,02	0,78	0,02	0,77	0,01	0,68	0,01	0,31	0,01	2,49	0,07
	18	0,14	0,02	1,72	0,02	1,68	0,01	4,09	0,01	0,48	0,01	5,79	0,07
	19	0,11	0,04	0,98	0,03	1,06	0,02	2,07	0,02	0,71	0,02	4,26	0,11
	20	0,10	0,00	0,96	0,00	0,96	0,00	3,11	0,00	1,27	0,00	3,05	0,01

Tabela B.15. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 30 cm do leito cultivado retangular controle.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,26	0,02	1,28	0,01	2,07	0,01	0,44	0,01	0,65	0,01	5,68	0,05
	2	0,62	0,03	0,96	0,02	1,18	0,02	1,21	0,01	0,48	0,01	4,55	0,08
	3	0,27	0,00	1,11	0,00	1,69	0,00	0,80	0,00	0,79	0,00	3,54	0,01
	4	0,94	0,03	1,17	0,01	1,20	0,00	2,74	0,02	1,08	0,01	4,14	0,01
	5	1,04	0,00	0,92	0,00	1,56	0,00	1,48	0,00	1,18	0,00	2,66	0,01
	6	0,82	0,00	0,61	0,00	1,78	0,00	2,74	0,00	1,93	0,00	3,19	0,01
3	7	0,44	0,02	1,16	0,01	1,58	0,01	1,03	0,01	1,74	0,01	6,65	0,03
	8	0,37	0,00	2,35	0,00	2,27	0,00	1,62	0,00	1,69	0,00	5,87	0,01
	9	0,27	0,00	1,28	0,00	2,09	0,00	7,58	0,00	2,62	0,00	5,37	0,01
	10	0,40	0,02	2,45	0,02	2,44	0,01	2,06	0,01	1,62	0,01	9,64	0,07
	11	0,33	0,02	0,64	0,02	1,21	0,01	3,28	0,01	1,28	0,01	3,54	0,07
4	12	0,14	0,04	0,40	0,03	1,27	0,02	1,69	0,02	0,72	0,02	3,82	0,11
	13	0,58	0,00	1,71	0,00	4,24	0,00	7,73	0,00	3,16	0,00	11,21	0,01
	14	0,12	0,01	0,98	0,00	1,03	0,00	2,08	0,00	0,84	0,00	3,77	0,02
	15	0,19	0,02	1,46	0,02	1,54	0,01	3,09	0,01	1,46	0,01	4,59	0,07
	16	0,16	0,00	1,38	0,00	1,36	0,00	3,47	0,00	1,26	0,00	4,38	0,01
6	17	0,17	0,03	1,60	0,03	1,52	0,02	1,40	0,01	0,98	0,01	4,72	0,10
	18	0,23	0,00	1,46	0,00	1,57	0,00	2,52	0,00	0,82	0,00	3,65	0,01
	19	0,07	0,00	0,71	0,00	0,74	0,00	1,06	0,00	1,16	0,00	2,94	0,01
	20	0,10	0,02	1,04	0,02	1,05	0,01	2,34	0,01	0,99	0,01	3,38	0,07

Tabela B.16. Concentrações (mg.kg⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras do meio suporte na profundidade de 50 cm do leito cultivado retangular controle.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,48	0,00	1,74	0,00	2,38	0,00	0,82	0,00	1,08	0,00	5,80	0,01
	2	1,06	0,00	0,88	0,00	0,95	0,00	1,82	0,00	0,94	0,00	3,22	0,01
	3	0,38	0,00	0,34	0,00	1,37	0,00	0,85	0,00	0,85	0,00	2,42	0,01
	4	1,03	0,02	1,72	0,01	2,06	0,01	3,00	0,01	1,27	0,01	5,70	0,05
	5	0,69	0,00	0,89	0,00	1,53	0,00	1,21	0,00	1,04	0,00	2,66	0,01
3	6	0,26	0,02	0,68	0,01	1,98	0,01	3,03	0,01	1,71	0,01	3,58	0,05
	7	0,56	0,00	1,56	0,00	1,92	0,00	1,73	0,00	1,92	0,00	6,20	0,01
	8	0,26	0,02	2,51	0,02	2,44	0,01	2,69	0,01	2,32	0,01	8,33	0,07
	9	0,82	0,00	0,80	0,00	1,71	0,00	3,45	0,00	1,26	0,00	4,53	0,01
	10	0,41	0,03	1,99	0,03	2,60	0,02	1,60	0,01	3,80	0,01	11,95	0,10
4	11	0,17	0,00	0,73	0,00	1,21	0,00	2,19	0,00	1,45	0,00	4,04	0,01
	12	0,31	0,00	1,10	0,00	1,63	0,00	2,74	0,00	0,86	0,00	6,49	0,01
	13	0,42	0,02	1,35	0,02	3,02	0,01	3,12	0,01	1,15	0,01	8,39	0,07
	14	0,10	0,02	0,95	0,02	0,90	0,01	1,51	0,01	0,69	0,01	3,10	0,07
	15	0,12	0,04	1,17	0,03	1,26	0,02	4,84	0,02	1,24	0,02	3,91	0,11
6	16	0,40	0,00	1,51	0,00	2,54	0,00	2,44	0,00	1,40	0,00	10,30	0,01
	17	0,14	0,01	1,17	0,00	1,18	0,00	1,34	0,00	0,62	0,00	3,38	0,02
	18	0,50	0,02	2,83	0,02	2,76	0,01	5,14	0,01	1,28	0,01	7,50	0,07
	19	0,14	0,00	1,09	0,00	1,04	0,00	1,56	0,00	0,57	0,00	3,84	0,01
	20	0,09	0,03	0,61	0,03	0,60	0,02	0,73	0,01	0,25	0,01	1,90	0,10

Tabela B.17. Concentrações (mg.L⁻¹) e Intervalo de Confiança (IC) de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn e Pb nas amostras de efluente do leito cultivado retangular controle.

TDH (dias)	Período (semanas)	Cr	IC	Mn	IC	Fe	IC	Cu	IC	Zn	IC	Pb	IC
2	1	0,90	0,02	0,10	0,01	8,73	0,06	0,04	0,00	2,09	0,01	0,28	0,00
	2	4,36	0,72	2,28	0,03	23,57	0,33	0,35	0,02	0,76	0,07	6,10	0,22
	3	0,59	0,01	0,04	0,00	2,80	0,03	0,01	0,00	0,21	0,00	0,25	0,03
	4	2,72	0,06	0,25	0,02	27,38	0,19	0,13	0,00	3,11	0,05	0,78	0,03
	5	4,18	0,02	0,21	0,01	19,22	0,09	0,03	0,00	0,32	0,01	0,45	0,02
3	6	1,76	0,05	3,77	0,02	6,39	0,10	1,07	0,06	3,87	0,18	1,67	0,04
	7	1,80	0,00	2,88	0,03	3,82	0,05	0,59	0,01	1,49	0,06	0,92	0,03
	8	0,17	0,01	0,05	0,00	6,24	0,05	0,21	0,00	0,53	0,01	0,35	0,04
	9	2,52	0,01	2,28	0,04	16,11	0,25	0,25	0,01	5,83	0,05	4,83	0,23
	10	0,63	0,03	1,33	0,00	19,77	0,46	0,28	0,02	0,32	0,02	4,50	0,44
4	11	0,12	0,01	0,73	0,01	3,15	0,02	0,35	0,02	3,24	0,03	0,67	0,08
	12	0,01	0,00	0,02	0,00	0,56	0,01	0,01	0,00	0,11	0,00	0,20	0,02
	13	0,17	0,01	0,03	0,00	2,74	0,02	0,04	0,00	0,14	0,00	0,22	0,01
	14	0,04	0,00	0,07	0,00	7,10	0,15	0,02	0,00	0,09	0,00	1,09	0,02
	15	0,12	0,00	0,05	0,00	2,00	0,01	0,04	0,00	0,15	0,01	0,42	0,06
6	16	0,02	0,01	0,03	0,00	5,49	0,33	0,06	0,00	0,21	0,01	0,31	0,03
	17	0,02	0,00	0,03	0,00	4,73	0,07	0,02	0,00	0,21	0,00	0,22	0,02
	18	0,01	0,00	0,01	0,00	0,62	0,01	0,01	0,00	0,16	0,00	0,10	0,02
	19	0,92	0,02	0,11	0,00	3,35	0,02	0,01	0,00	0,16	0,00	0,11	0,01
	20	0,01	0,00	0,02	0,00	1,32	0,00	0,01	0,00	0,15	0,00	0,17	0,01

Anexo C - Dados do pH do sistema quadrado e retangular do leito cultivado.

C.1 Valores do pH do sistema de leito cultivado.

Tabela C.1. Valores de pH nas unidades do leito cultivado durante o período de ensaio.

TDH (dias)	Período (semanas)	Leito Cultivado Quadrado			Leito Cultivado Retangular		
		Controle	Eleocharis	Typha	Controle	Eleocharis	Typha
2	1	7,67	7,77	7,35	7,22	6,43	7,44
	2	7,08	7,25	7,19	7,15	6,83	6,66
	3	6,88	8,15	7,35	7,29	6,93	7,68
	4	7,2	6,69	7,06	6,80	7,30	7,50
	5	7,55	7,18	6,76	6,87	7,19	7,03
	6	7,72	7,63	7,49	7,40	7,97	7,71
3	7	8,17	7,82	7,99	7,04	6,00	8,01
	8	8,30	7,32	7,56	7,62	7,70	7,74
	9	7,88	7,98	7,19	7,37	7,55	7,92
	10	7,89	6,94	7,76	7,47	6,94	6,54
	11	7,20	7,22	7,30	7,94	7,21	7,55
	12	6,96	6,87	7,30	6,94	7,66	7,77
4	13	7,74	6,67	7,62	6,81	7,52	7,50
	14	7,36	6,02	7,43	7,57	7,59	7,50
	15	7,35	6,54	7,56	6,88	7,29	7,53
	16	7,32	7,19	7,53	7,34	7,30	7,59
	17	7,44	6,31	7,14	7,43	7,07	7,54
	18	7,49	7,30	7,22	6,88	7,08	7,34
6	19	7,85	7,47	7,70	7,34	7,30	7,13
	20	7,43	7,40	7,49	7,22	7,47	7,48